

# **Actualisatie van de initiële beoordeling voor de Belgische mariene wateren**

Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art 8 lid 1a & 1b

**BELGIE 2018 – 2024**

Oktober 2018



<b>Samenvatting</b>	<b>4</b>
<b>Afkortingen</b>	<b>6</b>
<b>1. Inleiding</b>	<b>8</b>
1.1. <i>Beoordelingscontext</i>	8
1.2. <i>Belgisch deel van de Noordzee</i>	9
<b>2. Belastende en beïnvloedende factoren op het marien milieu</b>	<b>11</b>
2.1. <i>Door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten (D2)</i>	11
2.2. <i>Commercieel geëxploiteerde soorten vis en schaal- en schelpdieren (D3)</i>	15
2.3. <i>Eutrofiëring (D5)</i>	26
2.4. <i>Fysische verstoring en verlies van de zeebodem (D6)</i>	35
2.5. <i>Hydrografische veranderingen (D7)</i>	59
2.5.1. Permanente en significante wijzigingen van de hydrografische eigenschappen	59
2.5.2. Nadelige effecten als gevolg van permanente wijzigingen van de hydrografische eigenschappen in bentische habitats	71
2.6. <i>Verontreiniging (D8)</i>	78
2.6.1. Prioritaire stoffen	80
2.6.2. Vervuulende stoffen in sediment en biota	88
2.6.3. Concentraties Hg, PCB, DDT, HCB en HCH in vogeleieren	100
2.6.4. Imposex – gebaseerd op meting van TBT in biota	105
2.6.5. Met olie besmeurde zeezoeten ( <i>Uria</i> aalge)	108
2.6.6. Visziektes	111
2.6.7. EROD-activiteit	116
2.6.8. Illegale lozingen van MARPOL annex I and II substanties	119
2.6.9. Voorkomen en omvang van significante acute verontreinigingen	124
2.6.10. Schadelijke effecten van significante acute verontreinigingen	131
2.6.11. Het risico van acute zeeverontreiniging	136
2.6.12. Radionucliden	149
2.7. <i>Verontreinigingen in door de mens geconsumeerde vissoorten (D9)</i>	152
2.8. <i>Zwerfvuil (D10)</i>	158
2.8.1. Aangespoeld zwerfvuil	158
2.8.2. Afval op de zeebodem	164
2.8.3. Afval in de maag van Noordse stormvogels	171
2.9. <i>Onderwatergeluid en andere energievormen (D11)</i>	175

2.9.1.	Impulsief geluid -----	175
2.9.2.	Omgevingsgeluid onder water -----	185
<b>3.</b>	<b>Status van het mariene milieu-----</b>	<b>192</b>
3.1.	<i>Mariene biodiversiteit, voedselketens en integriteit van de zeebodem (D1, 4, 6)</i> -----	192
3.2.	<i>Zeevogels (D1)</i> -----	193
3.2.1.	Voorkomen van broedende zeevogels -----	193
3.2.2.	Dichtheid van vogels op zee -----	198
3.3.	<i>Zeezoogdieren (D1)</i> -----	208
3.3.1.	Bijvangst van bruinvissen -----	208
3.4.	<i>Zeevissen (D1)</i> -----	218
3.4.1.	Voorkomen van stekelrog <i>Raja clavata</i> -----	218
3.5.	<i>Mariene benthische habitats (D1, D6)</i> -----	223
3.5.1.	Toestand benthische habitats (zachte substraten) -----	223
3.5.2.	Voorkomen belangrijke benthische soorten -----	230
3.5.3.	Samenstelling, -dichtheid en structuur van de hard substraat fauna in de grindbedden -----	235
<b>4.</b>	<b>Colofon -----</b>	<b>243</b>

## Samenvatting

De Goede Milieutoestand werd nog niet bereikt in het Belgisch Deel van de Noordzee (BDNZ), hoewel voor verschillende elementen een positieve evolutie werd waargenomen. Deze beoordeling gebeurde overwegend aan de hand van de in 2012 bepaalde milieudoelen.

Voor de commerciële visserij, werden vier van de acht gerapporteerde visbestanden als goed beoordeeld en kon een positieve ontwikkeling opgemerkt worden bij de overige vier. Het invoeren van ambitieuzere beheerdoelen en een correctere toepassing van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid vormen hierbij belangrijke verklarende factoren. Wijzigingen in andere externe factoren (bv. striktere wetgeving aangaande contaminanten, eutrofiëring en algenbloei, ...) werden niet gekwantificeerd in relatie tot het herstel van commerciële visbestanden. Eutrofiëring blijft een probleem in bijna een derde van het BDNZ, maar resulteert door de hydrologische omstandigheden niet noodzakelijk in ongewenste fenomenen zoals zuurstofgebrek. Een dalende trend in nutriëntenconcentraties werd waargenomen, vooral in de zone tussen 1 en 12 zeemijl. De concentraties aan vervuilende stoffen in vis- en visserijproducten voor menselijke consumptie voldoen allen aan de Europese gezondheidsnorm. Er is echter een conflict tussen de normen voor consumptie en die voor de kwaliteit van het milieu. De pollutantenconcentraties in water, biota en sediment zijn nog steeds hoger dan de milieukwaliteitsnormen die gelden in het kader van de KRW en OSPAR. De meeste stoffen die niet voldoen behoren tot de persistente, bioaccumulerende en toxische stoffen. Voor bepaalde andere stoffen is verdere uitwerking van streefwaarden op regionaal niveau aangewezen. Er werd wel een positieve evolutie (dus dalende trends) opgemerkt voor verschillende stoffen maar opvolging blijft noodzakelijk, in het bijzonder voor koper dat wegens de ban van TBT opnieuw veel gebruikt wordt in antifouling verf op schepen. Voor de meeste effecten van contaminanten wordt een reductie waargenomen of een goede beoordeling bekomen (EROD). Het voorkomen van visziekten kan nog niet beoordeeld worden en het aantal met olie besmeurde vogels vertoont een sterk afnemende trend, als gevolg van een afname van het aantal illegale olielozingen sinds de opstart van een luchttoezichtprogramma in 1991.

In de beoordelingsperiode werden nog acht nieuwe niet-inheemse soorten (NIS) geobserveerd, t.o.v. de 42 geïdentificeerde NIS in de periode voor 2011. Voor zwerfvuil is de toestand nog steeds problematisch, dit element vraagt de nodige aandacht. De effecten van energietoevoer (waaronder onderwatergeluid) op de populaties van mariene biota, zijn nog onduidelijk, hoewel het vluchtgedrag van zeezoogdieren als respons overduidelijk is. De monitoring van omgevingsgeluid wordt op regionale schaal verder uitgewerkt.

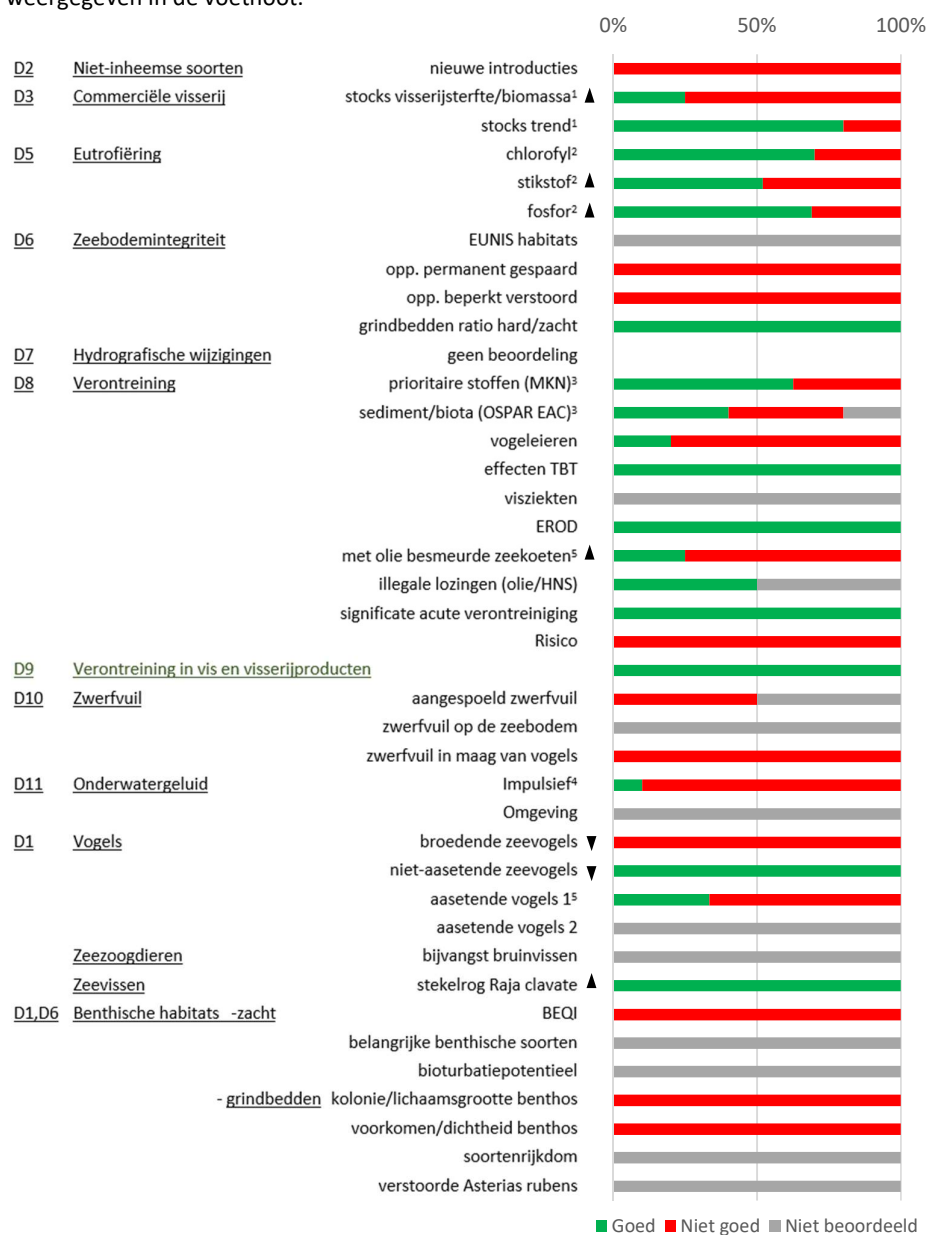
De toestand van het benthische habitat is niet optimaal, vooral omwille van verstoring door visserij (meer bepaald de nog steeds overheersende boomkorvisserij waardoor de zeebodem in het BDNZ jaarlijks tussen de één en vier maal per jaar wordt omgeploegd) en slechts in zeer beperkte mate, of enkel lokaal, door andere menselijke activiteiten. De soortensamenstelling van de benthische habitats wijkt, door het gebrek aan langlevende soorten, af van de referentiegemeenschappen. Voor de stekelrog als indicator voor langlevende soorten wordt echter wel een positieve trend waargenomen, wat het potentieel tot herstel ook voor dergelijke soorten illustreert. Voor zeevogels wordt de goede milieutoestand niet gehaald.

Voor bepaalde doelen is verdere dataverzameling noodzakelijk om tot een conclusie te komen (visziekten, benthische fauna, afval op de zeebodem, ..) aangezien de monitoring voor deze aspecten recent werd opgestart.



Verder blijkt voor verschillende elementen een nood aan kennis en wetenschappelijke onderbouwing om de beoordeling te vervolledigen en verbeteren (zwerfvuul, onderwatergeluid, cumulatieve effecten, ..) wat zoveel mogelijk in regionale en Europese samenwerking zal gebeuren.

De resultaten voor de indicatoren gebruikt in deze beoordeling zijn samengevat in onderstaande grafiek. Waar mogelijk wordt meer detail getoond over de toestand, de hiervoor gehanteerde meeteenheid wordt weergegeven in de voetnoot.



% in grafiek gebaseerd op: <sup>1</sup> aantal stocks; <sup>2</sup> oppervlakte BDNZ; <sup>3</sup> aantal groepen polluenten; <sup>4</sup> aantal dagen met meting; <sup>5</sup> aantal jaar. ▲ : positieve evolutie, ▼ : negatieve evolutie werd opgemerkt.

## Afkortingen

ASCOBANS : Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas

BDNZ : Belgisch deel van de Noordzee. Dit omvat de territoriale wateren (de zogenaamde twaalfmijlszone) en de Exclusief Economische Zone. Het verste punt ervan reikt 87 km in zee.

BEQI : benthic ecosystem quality indicator

BMDC : Belgian Marine Data Centre, KBIN-OD Natuur

BMM : Wetenschappelijke Dienst Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee, KBIN-OD Natuur

BPP : biomassa van de paaipopulatie

BS : Belgisch Staatsblad

BTS : bottom trawl survey

CCIM : Coördinatiecomité Internationaal Milieubeleid

CEMPs : Coordinated Environmental Monitoring Programs

DATRAS : Database of Trawl Surveys

EcoQO : ecological quality objective

EMODNET : European Marine Observation and Data Network

EQR : ecological quality ratio

ESAS-methode (Eric)

EUNIS : European nature information system

F : visserijsterfte

FAVV : Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen

GMT : goede milieutoestand

HELCOM : Baltic Marine Environment Protection Commission

HNS : hazardous and noxious substances

IA : Intermediate Assessment

IBTS : international bottom trawl survey

ICES : International Council for the Exploration of the Sea

ILVO : Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek

INBO : Instituut voor Natuur- en bosonderzoek

IUCN : International Union for Conservation of Nature

JWB Birds : Joint Working Board Birds

KBIN-OD Natuur : Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen-Operationele Directie Natuurlijk Milieu

KRMS : Kaderrichtlijn Mariene Strategie

MKN : milieukwaliteitsnorm

NDGP : National Data Gathering Programme

NIS : niet-inheemse soorten  
NS BTS : North Sea bottom trawl survey  
OSPAR : Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic  
PAK : polycyclische aromatische koolwaterstoffen  
PCB : polychloorbifenyl  
RMS : root mean square  
RV : research vessel  
SCANS : Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea  
SPL : sound pressure level  
TAC : total allowable catch  
TEQ : toxische equivalent  
UxO : unexploded ordnance  
WGITMO : Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms  
WHO : Wereldgezondheidsorganisatie

# 1. Inleiding

## 1.1. Beoordelingscontext

De Europese Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRMS) heeft als hoofddoel de 'Goede Milieutoestand' of GMT in het mariene milieu te bereiken tegen 2020.

In 2012 werd een initiële beoordeling uitgevoerd voor de Belgische mariene wateren volgens Art. 8, lid 1a & 1b (Belgische Staat, 2012a). Dit document beschreef de fysische, chemische en biologische kenmerken van onze mariene gebieden en de menselijke activiteiten die er een invloed hebben. Eveneens werd de 'Goede Milieutoestand' omschreven volgens Art. 9 aan de hand van kenmerken voor verschillende thema's of kwalitatief beschrijvende elementen. Het rapport (Belgische staat, 2012b) bevatte eveneens de milieudoelen (Artikel 10) die België definieerde, en aan de hand waarvan de voortgang bij het bereiken van de goede milieutoestand kan beoordeeld worden.

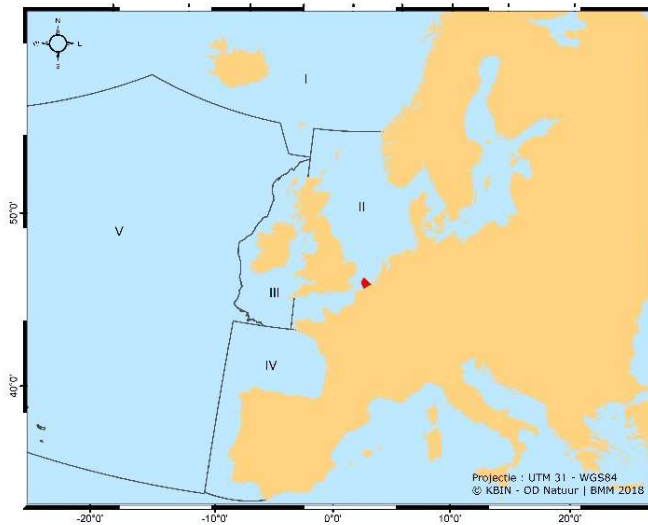
De KRMS voorziet een zesjaarlijkse herziening. In dit document wordt de toestand van de Belgische mariene wateren opnieuw beoordeeld op basis van de milieudoelen zoals vastgelegd in 2012. Deze laten toe te beoordelen of de Goede Milieutoestand is behaald. Gegevens verzameld in monitoringsprogramma's, voornamelijk tijdens de periode 2011-2016, worden hiervoor gebruikt. Voor verschillende elementen wordt ook gebruik gemaakt van de intermediaire evaluatie door OSPAR uitgevoerd in 2017. Gezien het belang van grensoverschrijdende stromingen op de toestand van het Belgisch Deel van de Noordzee (BDNZ) is een internationale aanpak voor vele aspecten immers aangewezen. Verder wordt ook rekening gehouden met de bepalingen en verwezenlijkingen van andere internationale kaders zoals het GVB en de KRW.

De Goede Milieutoestand, met bijhorende milieudoelen, is volledig beschreven in '**Actualisatie van de omschrijving van goede milieutoestand en vaststelling van milieudoelen voor de Belgische mariene wateren**' (Belgische Staat, 2012) en is gebaseerd op de criteria beschreven in het **Besluit 2010/477/EU** van de Commissie. De huidige evaluatie beoordeelt op basis van deze milieudoelen of GMT al dan niet bereikt werd voor een bepaald criterium binnen een element.

In 2017 zijn herziene criteria en methodologische standaarden inzake de goede milieutoestand van mariene wateren vastgesteld in het **Besluit 2017/848/EU** van de Commissie. Een duidelijkere reeks criteria en methodologische standaarden én specifieke richtsnoeren zouden bijdragen aan een meer consistente benadering van de beoordeling. Voor een aantal beschrijvende elementen, wordt in de huidige beoordeling reeds rekening gehouden met specificaties uit dit besluit. Zo wordt in de beoordeling van beschrijvend element 6, fysische integriteit van de zeebodem, ook een inventaris opgenomen van de oppervlakte en verspreiding van fysische verstoring en verlies van de zeebodem per habitatype (conform criterium 1 en 2). De toestand van bentische habitats onder beschrijvend element 6, dient volgens dit nieuwe besluit geëvalueerd te worden door te bepalen in welke mate menselijke druk (focus op fysische druk), een invloed (criterium 2 en criterium 3) heeft op de verspreiding (criterium 4) en kwaliteit van deze habitats (criterium 5). In deze beoordeling wordt reeds getracht een invulling te geven aan criterium 3 en 5. Voor beschrijvend element 7, hydrografische wijzigingen, wordt conform de nieuwe beslissing, informatie gebruikt die resulteert uit de beoordeling van fysische integriteit. De milieudoelen zijn reeds aangepast en de beoordeling levert informatie per habitatype (criterium 2).

Een deel van de elementen houdt verband met de relevante menselijke drukken op het mariene ecosysteem, nl. de biologische belastingen (D2 en 3), fysieke belastingen (D6 en 7) en stoffen, afval en energie (D5, 8, 9, 10, 11). Drie elementen beschrijven de toestand, structuur en processen, van het ecosysteem. Deze status-descriptoren houden verband met biodiversiteit, voedselwebben en integriteit van de zeebodem (D1, 4, 6).

## 1.2. Belgisch deel van de Noordzee

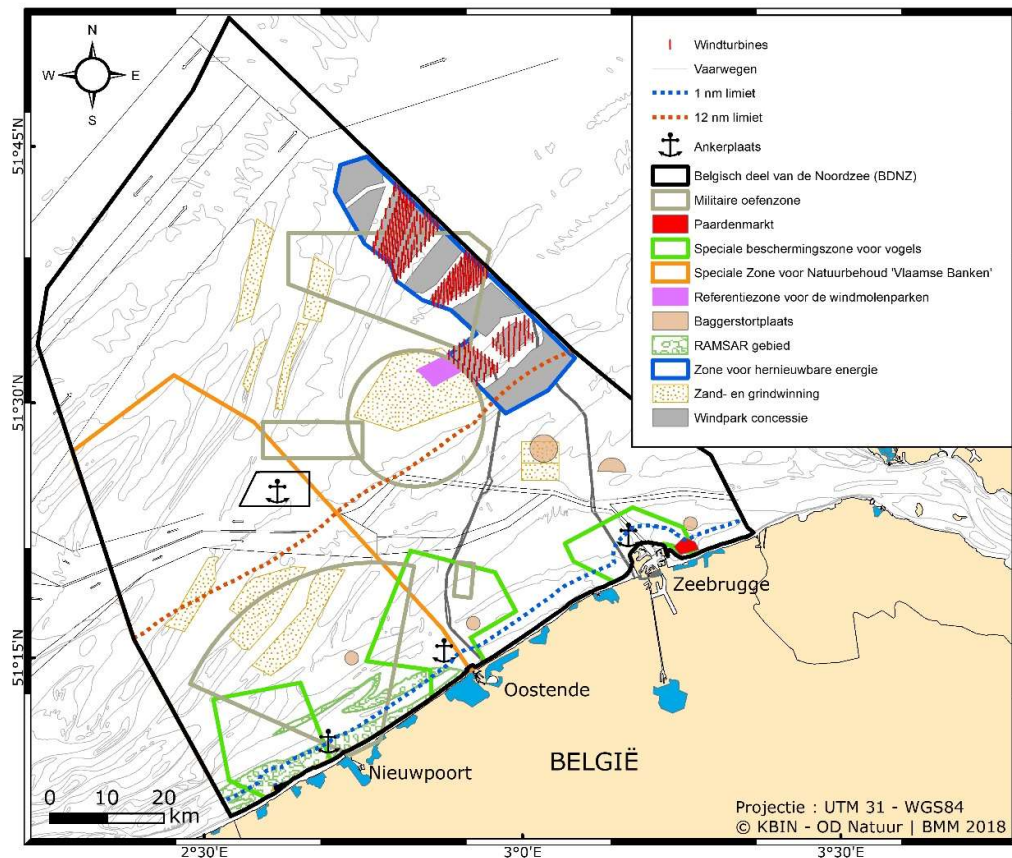


Figuur 1.1. Situering BDNZ en OSPAR regio's.

Het Belgisch deel van de Noordzee (BDNZ) is gelegen in het zuidelijk deel van de Noordzee. De waterdiepte varieert van minder dan 20 m nabij de kust tot 45 m verder in zee. Het gebied wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van zandbanken, sterke stromingen door tij en wind en een hoge turbiditeit. De watermassa's die invloed uitoefenen op dit gebied zijn afkomstig van het Kanaal en verschillende rivieren, met als belangrijkste de Schelde en de Rijn-Maas, en in mindere mate ook de Seine-Somme. Afhankelijk van de meteorologische en hydroklimatologische omstandigheden heeft de Seine-Somme soms zelfs een

grotere invloed dan de Schelde (Lacroix et al., 2004). Een groot deel van het BDNZ wordt gekenmerkt door een sterke gradiënt in saliniteit van kust tot open zee.

Ondanks de kleine oppervlakte (3454 km<sup>2</sup>) zijn de activiteiten binnen het gebied talrijk en verscheiden (zie Figuur 1.2). Deze omvatten o.a. scheepvaart, havenactiviteiten, windmolenparken, visserij, zand- en grindwinning, baggeren en storting van baggerspecie, militaire activiteiten en pleziervaart. Deze activiteiten zijn meer in detail beschreven in de herziening van de socio-economische analyse van het gebruik van de Belgische mariene wateren en van de door de aantasting van het mariene milieu verbonden kosten.



Figuur 1.2. Gebruik en beschermde gebieden in het BDNZ.

## Referenties

- Belgische Staat, 2012a. Initiële Beoordeling voor de Belgische mariene wateren. Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art. 8 lid 1a & 1b. BMM, Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Brussel, België, 81 pp.
- Belgische Staat, 2012b. Omschrijving van Goede Milieutoestand en vaststelling van Milieudoelen voor de Belgische mariene wateren. Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art. 9 & 10. BMM, Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Brussel, België, 34 pp.

## 2. Belastende en beïnvloedende factoren op het marien milieu

### 2.1. Door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten (D2)

Francis Kerckhof en Gert Van Hoey

Het aantal door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten (= geïntroduceerde soorten) neemt nog steeds toe, waardoor de goede milieutoestand niet bereikt wordt. In de beoordelingsperiode van 2011 tot 2016 werden 8 nieuwe geïntroduceerde soorten geïdentificeerd, waarvan drie soorten als gevolg van een permanente introductie kunnen zorgen voor belangrijke (“niet verwaarloosbare”) veranderingen in het ecosysteem.

#### 2.1.1. Inleiding

Dit beschrijvend element is gericht op door menselijke activiteiten geïntroduceerde niet-inheemse soorten. Er worden heel wat termen en begrippen gebruikt om deze soorten te bepalen. Zo gebruikt men bijvoorbeeld alien, exotische, vreemde, allochtone soorten en exoten terwijl men eigenlijk geïntroduceerde soorten bedoelt. Dit is in het bijzonder het geval voor de courant gebruikte term niet-inheemse soorten (NIS) waarbij men er steeds impliciet van uitgaat dat menselijke activiteiten bij de introductie een determinerende rol speelden. Binnen het kader van de KRMS, en om alle misvattingen te voorkomen, gebruiken we uitsluitend de term “geïntroduceerde soorten”.

De Goede Milieutoestand wordt bereikt als deze soorten voorkomen op een niveau waarbij het ecosysteem niet verandert en wordt beoordeeld op basis van het doel: ‘Introductie van nieuwe door de mens geïnduceerde niet-inheemse soorten macrofauna en macroflora (>1 mm) die een ecosysteem veranderen wordt vermeden. Met soorten waarover taxonomische onenigheid bestaat en waarvoor de veranderingen als gevolg van een permanente introductie, met inbegrip van de voortplanting, verwaarloosbaar zijn, wordt geen rekening gehouden.’

De beoordeling gebeurde aan de hand van de aanwezigheid van geïntroduceerde soorten, geïdentificeerd tijdens de evaluatieperiode. Deze soorten werden aangetroffen in stalen genomen van de bodem, van het epibenthos en van artificiële harde substraten op zee, zoals boeien en de funderingen van windturbines en dicht bij de kust, zoals strandhoofden en buitengaatse haveninstallaties.

#### 2.1.2. Achtergrond

Sommige geïntroduceerde soorten hebben een duidelijke impact op de biotopen in de kustgebieden. Ze veranderen de oorspronkelijke habitats, verdringen de inheemse soorten en wijzigen bijgevolg de biodiversiteit en biomassa. Vooral in kustgebieden is de kans op nieuwe introducties als gevolg van menselijke activiteiten (transport) en klimaatsveranderingen (uitbreiding van het biogeografische areaal van soorten) zeer hoog. Zo werden in het BDNZ in de periode vóór 2011 42 geïntroduceerde macroscopische soorten (> 1 mm) geregistreerd.

Vooral tijdens de afgelopen 30 jaar waren de veranderingen in de benthische gemeenschappen in de Belgische

kustwateren, als gevolg van de introductie van bepaalde geïntroduceerde soorten, zeer opmerkelijk. De eerste waarneming van de Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* dateert van 1987, en sindsdien koloniseerde deze soort veel types van mobiele zandige sedimenten van de nabije kustzone. Strandingen van miljoenen stervende dieren en lege schelpen zijn na stormen een veel voorkomend verschijnsel. Bijna gelijktijdig, maar op de harde substraten, vond de introductie en massale vestiging van de Japanse oester *Crassostrea gigas* plaats. Deze soort, die al rond 1970 ingevoerd werd voor de maricultuur, kende pas echt een explosieve ontwikkeling rond 1990 als gevolg van stijgende watertemperaturen. Op verschillende plaatsen langs de kust vormt ze uitgebreide riffen die een nieuwe habitat vormen. De kans bestaat dat ze de inheemse mossel *Mytilus edulis* zal verdringen. De Nieuw-Zeelandse zeepok *Elminius modestus* is tegenwoordig de meest voorkomende zeepok en vestigt zich op alle mogelijke artificiële harde substraten. Deze soort werd tijdens Wereldoorlog II incidenteel ingevoerd in Engeland en wist heel snel harde substraten in het getijdengebied in de rest van Europa te koloniseren. Er zijn aanwijzingen dat deze soort recent nu ook subtidale harde substraten succesvol aan het koloniseren is. Het aantal introducties nam de laatste decennia nog toe. Twee Aziatische krabbensoorten, de penseelkrab *Hemigrapsus takanoi* en de blaasjeskrab *Hemigrapsus sanguineus*, behoren na hun introductie in het begin van deze eeuw tegenwoordig tot de meest algemene krabben op de artificiële harde substraten in de kustzone en *H. sanguineus* komt zelfs al voor in te intertidale fauna op de funderingen van offshore windturbines. In de afgelopen decennia nam ook het aantal macroscopische algen toe, waaronder het bruinwier wakame *Undaria pinnatifida* en diverse roodwieren.

### 2.1.3. Geografisch gebied

Het geografische gebied omvat het volledige BDNZ, in de havens tot voor de eerste sluis naar het binnenland, met uitsluiting van de Schelde en de brakke binnenwateren (Kerckhof et al., 2007; Vandepitte et al., 2012).

### 2.1.4. Methodologie

De aanwezigheid van geïntroduceerde soorten werd opgespoord in het kader van drie monitoringprogramma's. Dat waren de regelmatige surveys van zachte sedimenten in het BDNZ uitgevoerd door het ILVO, een nieuw programma ontwikkeld door het KBIN-OD Natuur, specifiek gericht op het onderzoek van door de mens gecreëerde structuren en ten slotte het in 2015 door KBIN-OD Natuur gestarte onderzoek van de natuurlijke harde substraten (grindbanken) in de zone van de Westhinderbank.

Er vond een screening plaats van de soortenlijsten van alle stalen genomen in de periode 2011-2016 in het kader van de drie onderzoeksprojecten op de aanwezigheid van geïntroduceerde soorten, en vervolgens op de aanwezigheid van voor België nieuwe introducties. Het betreft 1059 macrobenthische bodemstalen genomen met grijpers en 570 epibenthische stalen. Voor het onderzoek van de natuurlijke harde substraten (grindbanken) werden dertien stalen onderzocht, genomen met de 'Gilson-dreg' over een lengte van telkens 500 m (zone van de Westhinderbank), en daarnaast 19 stalen verzameld met de Hamon grab (geul tussen de Westhinder- en de Oosthinderbank). Ten slotte werden diverse artificiële harde substraten bemonsterd: boeien (15–20 per jaar), strandhoofden (3 schraapstalen per jaar), funderingen van offshore windturbines (per jaar: 6 subtidale en 4 intertidale schraapstalen, en 6 stenen van de erosiebescherming verzameld door duikers).

Het al dan niet nieuw zijn van een soort werd nagegaan door te vergelijken met gepubliceerde soortenlijsten (Kerckhof et al., 2007; Vandepitte et al., 2012) en de soortenlijsten uit de Belgische nationale rapporten voor



2011–2016 opgemaakt voor de jaarlijkse ICES WGITMO bijeenkomsten (Kerckhof, 2012-2017). Soorten die uitsluitend voorkomen in de Schelde en de brakke binnenwateren en die in sommige lijsten wel opgenomen werden, werden uitgesloten.

Ecosysteem veranderende effecten voor elke soort werden beoordeeld rekening houdend met hun potentieel of aangetoond effect.

### 2.1.5. Resultaten en trend

In de beoordelingsperiode van 2011 tot 2016 werden 8 nieuwe geïntroduceerde soorten voor het eerst geïdentificeerd in het Belgisch deel van de Noordzee, waaronder één soort nieuw voor Europa. Het gaat om drie roodwieren *Caulacanthus ustulatus*, *Gracilaria vermiculophylla* en *Dasysiphonia japonica*, de borstelwormen *Boccardia proboscidea* en *Boccardiella hamata*, de zeepok *Ammothea hilgendorfi*, de Filipijnse tapijtschelp *Ruditapes philippinarum* en de zeepok *Balanus glandula*. De zeepok *B. glandula* betreft een eerste waarneming voor Europa en de soort is ondertussen al wijd verspreid langs de hele Belgische kust. De andere soorten waren al bekend uit één of meerdere van de ons omringde landen. Alle soorten werden na hun introductie in de volgende jaren opnieuw waargenomen en behalve *Gracilaria vermiculophylla* komen ze ondertussen ook op meerdere plaatsen langs de Belgische kust voor. Zeven van de acht soorten werden aangetroffen in kustnabije wateren. Enkel de zeepok *A. hilgendorfi* werd gevonden op de natuurlijke maar sterk gedegradeerde grindbedden van het gebied van de Westhinderbank.

Ecosysteem veranderende effecten zijn zeker te verwachten of aangetoond bij 3 soorten (zie Tabel 2.1). Van de andere soorten zijn ecosysteemveranderende effecten onzeker of voorlopig nog niet aangetoond.

Tabel 2.1. Lijst van de in de periode 2011–2016 -nieuw geïdentificeerde geïntroduceerde soorten.

Soort	Eerste identificatie	Plaats	Taxonomische groep	Ecosysteem-veranderend effect
<i>Boccardia proboscidea</i>	2011	Koksijde	borstelworm	
<i>Boccardiella hamata</i>	2011	Zeebrugge	borstelworm	
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	2011	Heist	roodwier	
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	2011	Heist	roodwier	Ja
<i>Ammothea hilgendorfi</i>	2013	Westhinderbank-gebied (offshore)	zeepok	
<i>Ruditapes philippinarum</i>	2014	Zeebrugge	tweekleppig weekdier	Ja
<i>Dasysiphonia japonica</i>	2015	Zeebrugge	roodwier	
<i>Balanus glandula</i>	2015	Zeebrugge	zeepok	Ja

OSPAR voerde een analyse uit van het aantal nieuwe niet-inheemse soorten in de Noordzee met inbegrip van het Kanaal (OSPAR, 2017). Het aantal nieuwe NIS dat werd geregistreerd in de periode 2003-2014 varieerde per jaar maar vertoonde een relatief constante lineaire toename.

### 2.1.6. Conclusies

Het is duidelijk dat het aantal introducties nog steeds toeneemt. In de periode voor 2011 werden 42 macrobenthische geïntroduceerde soorten geregistreerd. In de periode 2011–2016 kwamen daar 8 soorten bij, of een stijging van bijna 20%. Deze toename heeft te maken met het toegenomen transport over zee en de verkorting van de zeereizen. Eén van de soorten, *Ruditapes philippinarum*, werd bewust geïntroduceerd voor maricultuurdoeleinden en ontsnapte. Van de 42 reeds aanwezige introducties waren er 26 die in het ecosysteem zorgden voor ingrijpende veranderingen. Daar kunnen we 3 soorten aan toevoegen, wat het totaal aantal problematische of potentieel problematische soorten op 29 brengt.

De nieuwkomers zijn opportunistische soorten die wereldwijd in gebieden met dezelfde klimaatzones voorkomen. Op die manier dragen ze, vooral in kustgebieden, bij tot de toenemende uniformisering van de mariene flora en fauna. Hun aanwezigheid is bovendien een indicatie dat het ecosystemen onderhevig is aan verstoring en degradatie: dergelijke soorten gedijen typisch goed in dergelijke ecosystemen.

### 2.1.7. Kwaliteitsaspecten

De verwerking van de macrobenthos is gebeurd volgens de ISO-standaard (ISO 16665:2014(E) en ISO 19493:2007). Deze procedure voor de verwerking van zacht substraat macrobenthos stalen is bij ILVO (ANIMALAB) sinds 24/05/2011 geaccrediteerd onder de NBN EN ISO/IEC 17025 norm (Certificaat N°: BELAC T-315; periode 28/04/2016-05/03/2020).

De macrobenthos organismen werden zoveel mogelijk tot op soortniveau gedetermineerd, gebruikmakend van standaard determinatiewerken voor de Noordzee flora en fauna, aangevuld met specifieke taxonomische literatuur om onbekende soorten die mogelijk introducties kunnen zijn te identificeren.

### 2.1.8. Data

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

### 2.1.9. Referenties

- Kerckhof, F. (2012- 2017). Belgian national reports. in ICES WGITMO. Report of the Working group on Introductions and Transfers of marine Organisms. ICES CM 2012 – 20176.
- Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. *Aquat. Invasions* 2(3): 243-257.
- OSPAR 2017, <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/non-indigenous/>
- Vandepitte, L.; De Pooter, D.; Lescrauwaet, A.-K.; Fockedey, N.; Mees, J. (Ed.) (2012). Niet-inheemse soorten van het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria. VLIZ Special Publication, 59. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ).

## 2.2. Commercieel geëxploiteerde soorten vis en schaal- en schelpdieren (D3)

Els Torreele, Loes Vandecasteele en Sofie Nimmegeers

Voor de vier Noordzeebestanden - schol, tong, kabeljauw en wijting - geldt dat de paaibiomassa (SSB) boven de veilige grenzen ligt. Voor kabeljauw is dit pas sedert 2016 het geval, de andere soorten zitten qua paaibiomassa al langer in de veilige zone. Voor alle vier deze visbestanden geldt bovendien een verder stijgende trend in paaibiomassa. Voor schol en tong liggen de huidige waarden zelfs ruim boven het duurzame niveau. Enkel voor schol ligt ook de visserijsterfte onder de veilige grens, dus enkel deze stock wordt volledig duurzaam bevist.

Van de stock waarvoor trends beoordeeld worden zijn schar, tarbot, griet en bot er in de laatste jaren op vooruit gegaan. Voor tongschar werd een negatieve trend waargenomen in de meest recente jaren.

### 2.2.1. Inleiding

De commercieel geëxploiteerde vissoorten worden beoordeeld op basis van het doel dat populaties van alle commercieel geëxploiteerde soorten vis, schaal- en schelpdieren binnen veilige biologische grenzen moeten blijven, en een opbouw qua leeftijd en omvang die kenmerkend is voor een gezond bestand moeten vertonen. Dit doel kadert in artikel 2 van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid (GVB, Verordening EU 1380/2013) om op lange termijn gezonde visbestanden te waarborgen in de mariene wateren binnen de OSPAR-regio's (OSPAR, 2017).

De specifieke milieudoelen die beoordeeld worden in dit document zijn conform de doelen 2012:

- Alle commerciële visbestanden die via het GVB worden beheerd, worden bevist op een manier die minimaal voldoet aan een maximale duurzame opbrengst. Deze evaluatie moet worden uitgevoerd op basis van regionale visbestanden en niet op basis van nationale visbestanden.
- Alle commerciële vis- en schelpdierbestanden bevinden zich binnen veilige biologische grenzen met een spreiding per leeftijd (indien beschikbaar) en per grootte (bij gebrek aan gegevens rond de leeftijd) die wijzen op een gezonde situatie bij de verschillende bestanden, waarbij de bestanden over lange termijn op stabiele wijze worden bevist met behoud van het volledige voortplantingsvermogen.
- Schelpdierbestanden worden op duurzame wijze beheerd.
- Alle commerciële vis- en schelpdierbestanden beschikken over het volledige voortplantingsvermogen.
- De waarden met betrekking tot de visserijsterfte (F) en biomassa (BPP) van de paaipopulaties bevinden zich binnen veilige biologische grenzen (F kleiner of gelijk aan de referentiepunten voor visserijsterfte; BPP groter dan of gelijk aan de referentiepunten voor de biomassa van de paaipopulatie) of vertonen een positieve of stabiele trend bij dichtheidsonderzoeken en een stijgende of stabiele trend bij CPUE (Catch Per Unit of Effort of vangst per eenheid van inspanning) onderzoeken.
- Bestanden die zich nog buiten de veilige biologische grenzen bevinden, moeten minimaal een bewegende trend vertonen in de richting van de referentiepunten.
- Wanneer er voor een bepaald bestand zelfs onvoldoende gegevens beschikbaar zijn voor het opstellen

van een evaluatie in het kader van een CPUE of dichtheidsonderzoek, worden die bestanden ingedeeld in de categorie “weinig bekende bestanden” en worden er discussies opgestart over alternatieve evaluatiemethoden. Deze categorie wordt om de zes jaar opnieuw bekeken.

Het evaluatiekader dat – waar mogelijk – wordt gevolgd, is dat van de Maximum Duurzame Opbrengst (MDO = MSY of Maximum Sustainable Yield) genoemd, zoals wordt voorgeschreven door het Europees Gemeenschappelijk Visserijbeleid. Dit uit de economische wereld afkomstig principe bepaalt dat commercieel geëxploiteerde bestanden dienen te worden beheerd op een niveau dat een maximale economische opbrengst toelaat zonder de reproductiecapaciteit van de betrokken bestanden te compromitteren (dus niet op een maximaal biologisch biomassaniveau).

De Belgische visserij is een gemengde visserij, waarin gericht gevist wordt op demersale vissoorten. Voor de meeste van deze soorten wordt een soort specifiek bestandsbeheer toegepast (= single species advice). Afhankelijk van de soort en het gebied, wordt jaarlijks door de Europese Commissie een maximale vangst (Totaal Toegestane Vangsten TTV of Total Allowable Catch TAC) bepaald. Voor de soorten (zie Belgische staat, 2012) die in deze rapportage aan bod komen, nl. kabeljauw, tong, schol, wijting, tarbot, griet, schar, bot en tongschar, is dit van toepassing. Hondshaai wordt enkel als accidentele bijvangst gevangen. ICES (International Council for the Exploration of the Sea) stelt een advies op, doch het bestand van hondshaai in de Noordzee wordt niet aan een TAC onderworpen. Voor de roggen, wordt door ICES per bestand een advies gegeven, maar er wordt géén TAC per stock opgesteld, wel één TAC voor alle roggen samen. De adviezen opgesteld door ICES om de toestand van de stock van een bepaalde roggen soort te kennen, gebeurt op basis van de aanlanding gegevens. Voor een duurzame visserij en correcte aanlandingsgegevens van haaien en roggen, is het essentieel dat deze soorten worden herkend onder de juiste naam, zowel aan boord als in de vismijn en in de ganse verdere visketen. Doordat sommige van deze soorten sterk op elkaar lijken, worden er vaak fouten gemaakt bij het onderscheiden ervan. Hierdoor ontstaat het risico dat kwetsbare soorten zoals de kleinoogrog (*Raja microocellata*) foutief geregistreerd worden, met als gevolg dat er een reële kans is dat deze soort niet voldoende beschermd wordt. De laatste jaren wordt wel inspanning geleverd om de aanvoer van verschillende roggensoorten apart te rapporteren in de vismijn (<http://www.ilvo.vlaanderen.be/language/nl-BE/NL/Diensten-en-producten/Harokit#.Wo3TgajibIU>).

Voor de grijze garnaal (*Crangon crangon*) in de Noordzee is geen bestandsevaluatie beschikbaar, noch een managementplan. Hierdoor kan grijze garnaal in de Noordzee niet conform de gestelde richtlijnen en parameters van deze beoordeling geëvalueerd worden. Omwille van deze reden wordt deze soort niet in deze rapportering opgenomen.

Om in het kader van MDO tot een biologisch gezond bestand te mogen besluiten, worden de visserijsterfte *F* en de paaibiomassa *SSB* afgewogen ten opzichte van veilige referentiewaarden voor deze parameters (= ICES-categorie 1 stocks). Op basis van dit voorgaande, wordt hier gerapporteerd over de Noordzeebestanden van kabeljauw *Gadus morhua*, schol *Pleuronectes platessa*, tong *Solea solea* en wijting *Merlangius merlangus*. Voor bestanden waar de MDO evaluatie niet mogelijk is, wordt een trend bepaald op basis van een analyse van de gegevens uit wetenschappelijke surveys of uit aanvoergegevens. Deze trend mag geen afname vertonen. De

geselecteerde soorten behoren allen tot categorie 3, en zijn tarbot *Scophthalmus maximus*, griet *Scophthalmus rhombus*, schar *Limanda limanda*, bot *Platichthys flesus*, tongschar *Microstomus kitt*, hondshaai *Scyliorhinus canicula*, stekelrog *Raja clavata*, blonde rog *Raja brachyura* en gevlekte rog *Raja montagui* en grijze garnaal (*Crangon crangon*).

Voor alle soorten die onder een ICES beoordeling vallen, zijnde categorie 1 (tong, schol, kabeljauw en wijting) en categorie 3 (tarbot, griet, schar, bot en tongschar) soorten, wordt deze beoordeling hier gewoon overgenomen. Voor de soorten waarvan er te weinig gegevens zijn, zoals voor haaien en roggen is het de bedoeling om in de toekomst ook de gegevens van de Belgische boomkorsurvey in de beoordeling op te nemen.

### 2.2.2. Achtergrond

Onder de commercieel geëxploiteerde soorten vis- en schaaldieren, worden in de context van dit milieudoel enkel die bestanden begrepen waarvoor gegevens verzameld worden in uitvoering van de Data Collectie Verordening (EG) nr. 199/2008 (DCF), binnen het geografische toepassingsgebied van Richtlijn 2008/56/EG. Via het Belgisch Nationaal Programma draagt ook België hieraan bij. Voor sommige beviste vissoorten, en voor alle schaal- en schelpdieren, bestaat er ofwel 1) geen evaluatie van de betrokken bestanden, of 2) geen Europese verplichting ten aanzien van België om data te verzamelen. Deze soorten kunnen voor dit milieudoel dus sowieso niet in rekening worden gebracht, aangezien het niet relevant is om de toestand van visbestanden uitsluitend voor de Belgische wateren te beoordelen.

De toestand van de visbestanden wordt bovendien bij voorkeur bepaald op bestandsniveau, waarbij bestanden worden verondersteld reproductief gescheiden populaties te vertegenwoordigen, en in essentie een combinatie zijn van een soort en een regio (of combinatie van regio's). De geografische gebieden waarover de bestanden voorkomen zijn in alle gevallen groter dan het BDNZ, dus gebeurt de rapportage over deze bestanden best niet op de schaal van de nationale wateren. De verzamelde gegevens worden dan ook door alle aangesloten landen naar ICES gestuurd, waar alle gegevens per bestand samengebracht worden. De gebruikte methodologie, en de eigenlijke analyses en evaluaties, wordt per bestand bepaald binnen geografisch en functioneel (bv. demersaal, pelagisch) georganiseerde ICES-werkgroepen (ICES, 2017).

De lijst van soorten die in aanmerking komen voor deze rapportage (Tabel 2.2) voldoet aan de volgende 3 voorwaarden:

- soorten die in het BDNZ voorkomen.
- soorten die voor België conform de nationale uitvoering van de DCF dienen bemonsterd te worden voor biologische parameters (<https://datacollection.jrc.ec.europa.eu/wps>). Dit zijn automatisch soorten waar de Belgische visserij impact op heeft.
- soorten waarvoor een ICES-assessment bestaat binnen een geografisch gebied waar het BDNZ deel van uitmaakt én waarvoor er onder het GVB vangstbeperkingen worden gedefinieerd.

Tabel 2.2. Geselecteerde bestanden.

Stock	Gebied	ICES Categorie
Tong 4	Noordzee	1
Schol 4	Noordzee	1
Kabeljauw 4, 7d	Noordzee en Oostelijk Engels Kanaal	1
Wijting 4, 7d	Noordzee en Oostelijk Engels Kanaal	1
Schar 4, 3a	Noordzee, Skagerrak en Kattegat	3
Bot 4, 3a	Noordzee, Skagerrak, Kattegat	3
Tarbot 4	Noordzee	3
Griet 4, 3a, 7d-e	Noordzee, Skagerrak, Kattegat en Engels Kanaal	3
Tongschar 4, 3a, 7d	Noordzee, Skagerrak, Kattegat en Oostelijk Engels Kanaal	3

Afhankelijk van het type en de hoeveelheid gegevens die voor een bepaald visbestand beschikbaar zijn, en de categorie van bestandsevaluatie dat daarmee kan worden uitgevoerd, kunnen één of meerdere van de onderstaande drie criteria (& bijhorende indicatoren) gebruikt worden, nl:

- Niveau van belasting door de visserij-activiteit: visserijsterfte (F) of CPUE survey trend als proxy voor bestanden waarvoor F niet gekend is
- Voortplantingsvermogen van het bestand: paaibiomassa (SBB)
- Leeftijdopbouw van de populatie: % volwassen en reproductief actieve exemplaren, en % jonge nakomelingen die het toekomstpotentieel van de populatie bepalen.

### 2.2.3. Methodologie

Onder de Data Collectie Verordening EC 199/2008, worden binnen de ICES-regio's voor heel wat stocks biologische gegevens verzameld. België is daarbij actief in die regio's waar de Belgische visserijsector actief is: de Noordzee en het Skagerrak (Greater North Sea), de noordwestelijke wateren (Celtic Seas), de Golf van Biskaje (Bay of Biscay and the Iberian Coast). Gegevens die verzameld worden voor schol, tong, kabeljauw, tarbot en griet zijn de aantallen, lengte, gewicht, leeftijd en geslacht. Voor soorten zoals schar, tongschar en bot worden enkel aantallen en lengtes bepaald.

Afhankelijk van de hoeveelheid beschikbare gegevens worden voor verschillende bestanden verschillende types stock assessments uitgevoerd. ICES onderscheidt 6 categorieën (zie ICES, 2017). Voor soorten met een hoge databeschikbaarheid (categorie 1 bestanden en Tabel 2.2) wordt de toestand van een visbestand geëvalueerd aan de hand van drie parameters:

- Rekruterings (R)= aantal jonge vissen (leeftijd lager dan die waarop reproductie aanvangt). Een hogere R leidt tot een grotere aanvoer van vis naar de populatie, een groter herstelpotentieel in geval van overbevissing, en grotere toekomstige kansen voor de visserij.

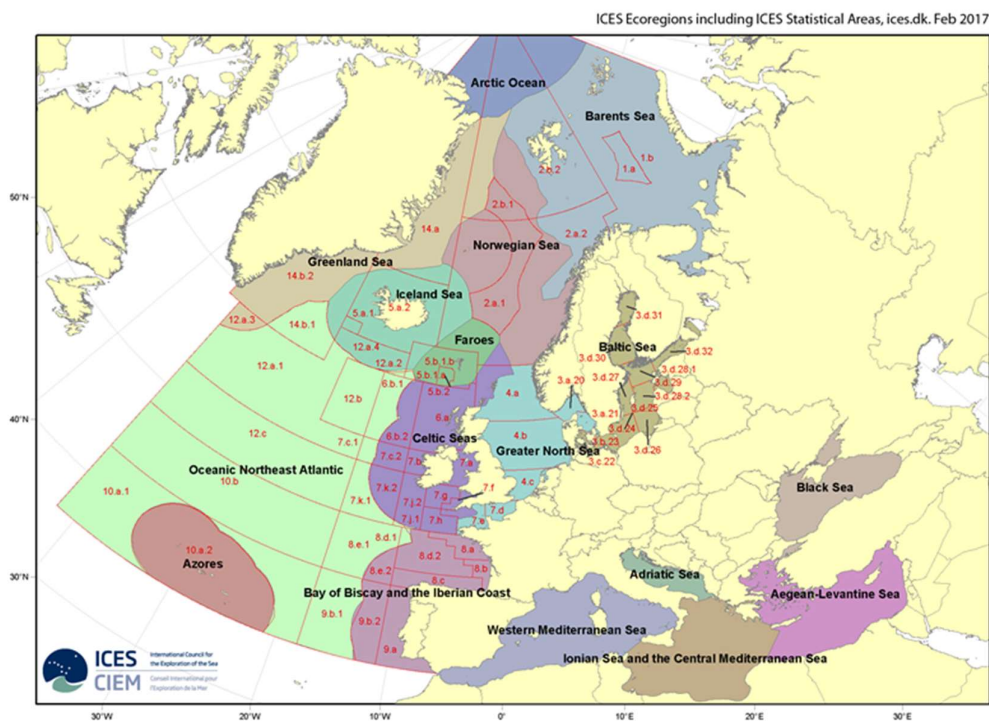
- Biomassa: (SSB): biomassa van de vis die geslachtsrijp is, en een maat voor het reproductiepotentieel. Hoe groter de paaibiomassa hoe groter de kans op een hoge R.
- Visserijsterfte of mortaliteit (F): weerspiegelt de mate van sterfte ten gevolge van de visserij. Samen met de sterfte ten gevolge van een natuurlijke oorzaak, is het onderdeel van de totale sterfte. Visserijdruk mag niet te groot zijn dus we streven naar lage F-waarden.

De visbestanden waar een kwantitatieve bestandsraming met leeftijdsgegevens voor bestaat behoren tot categorie 1 (ICES, 2012) en zijn hier schol, tong en kabeljauw in de Noordzee. Om te kunnen evalueren hoe duurzaam SSB en F zijn, worden de berekende waarden voor categorie 1 bestanden vergeleken met referentiewaarden (respectievelijk  $MSY_{B_{trigger}}$  en  $F_{MSY}$ ) die worden gedefinieerd volgens de theorie van de Maximale Duurzame Opbrengst, of die volgens andere principes werden vastgelegd in beheerplannen (management plans, MP). Zolang F en SBB respectievelijk boven of onder de voor deze parameters gedefinieerde referentiewaarden liggen, wordt het betreffende visbestand niet duurzaam beheerd, en is de goede milieutoestand niet bereikt.

De adviezen voor visbestanden van categorie 3 (tarbot, griet, schar, bot en tongschar) volgen een indicatieve trend. De populatietrend wordt in dergelijke gevallen geëvalueerd aan de hand van de vangsten die worden gerealiseerd door gestandaardiseerde wetenschappelijke surveys, waarbij de gevangen hoeveelheden per eenheid van visserij-inspanning (CPUE) gelden als proxy voor de visserijsterfte F. Welke CPUE-maat precies gebruikt wordt, kan verschillen van bestand tot bestand (zie ICES advies). De trend wordt bepaald door de gemiddelde CPUE van de voorbije twee jaren te vergelijken met de gemiddelde waarde uit de drie jaren ervoor (het gebruik van gemiddelden laat toe te corrigeren voor toevalsfactoren – voornamelijk variatie in weersomstandigheden – die bij de uitvoer van wetenschappelijke surveys een invloed kunnen hebben op de gevangen aantallen).

#### **2.2.4. Geografisch gebied**

De verzamelde gegevens worden gegroepeerd conform de verschillende ICES-regio's (zie Figuur 2.1).

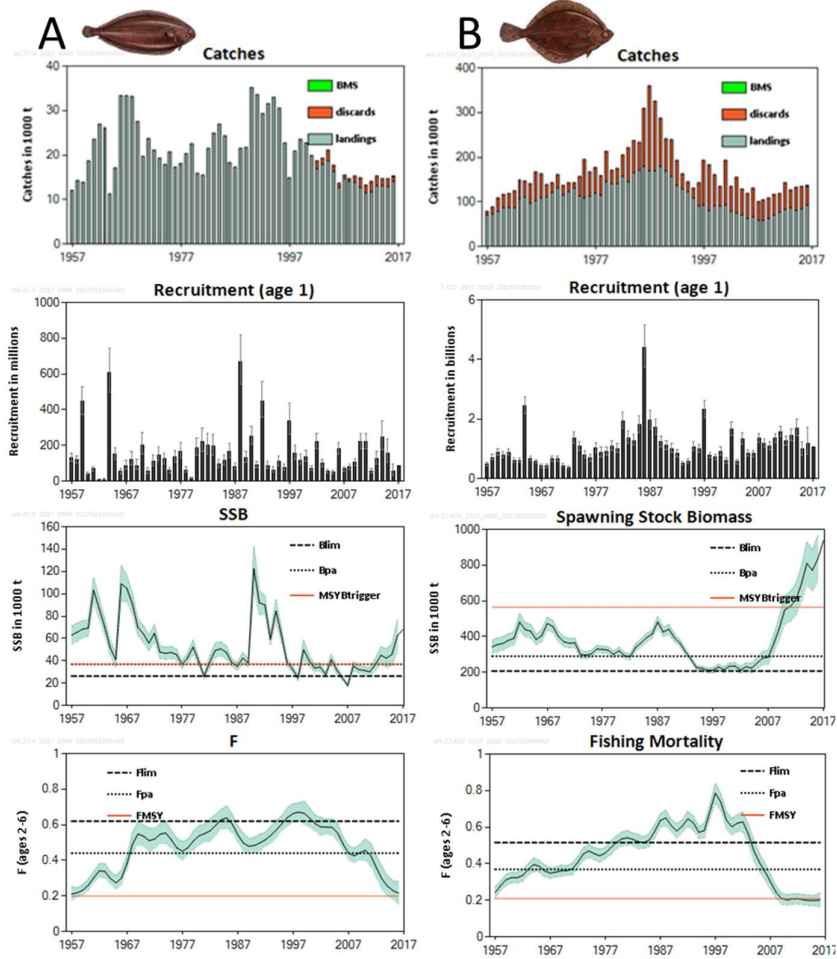


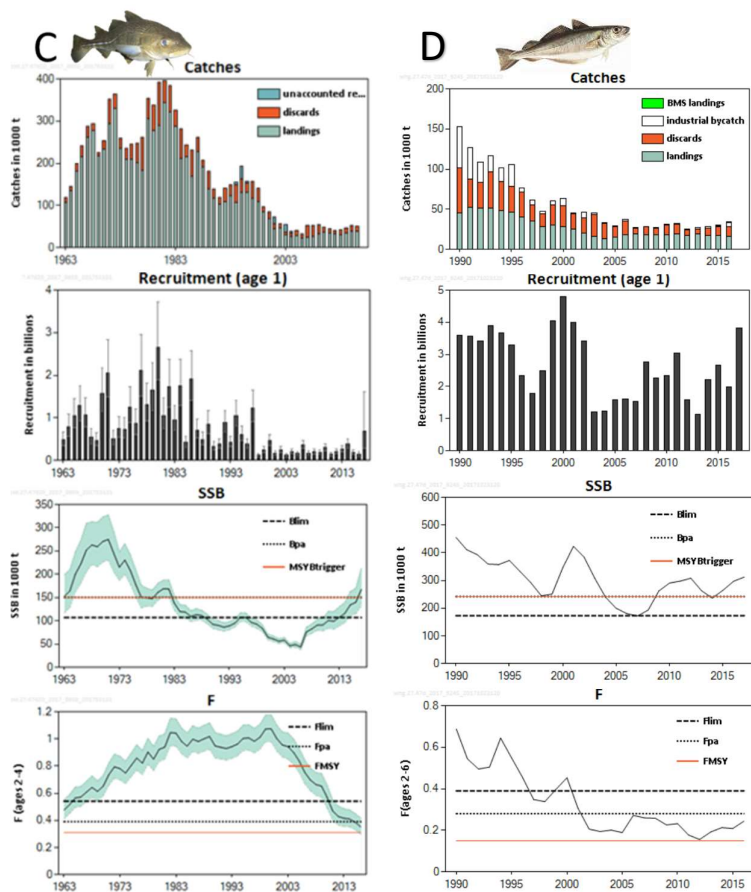
*Figuur 2.1. Verschillende ICES gebieden die gebruikt worden in de naamgeving van de visbestanden, die geografisch gezien uit verschillende gebieden kunnen zijn samengesteld (ICES, 2017).*

## 2.2.5. Resultaten en trend

In Figuur 2.2 worden de trends per regio samengevat voor de in deze indicator opgenomen categorie 1 visbestanden, nl schol, tong, kabeljauw en wijting. Merk op dat de bestanden van tong en schol zuivere Noordzeebestanden zijn, terwijl de Noordzeebestanden van de kabeljauw en wijting zich verder uitstrekken over het Oostelijk Engels Kanaal. Voor schol en kabeljauw is ook het Skagerrak (ICES Subdivision 20) in het bestandsareaal inbegrepen. Figuur 2.3 en Figuur 2.4 geven de trends weer van de in deze indicator opgenomen categorie 3 bestanden (tarbot, griet, schar en bot).



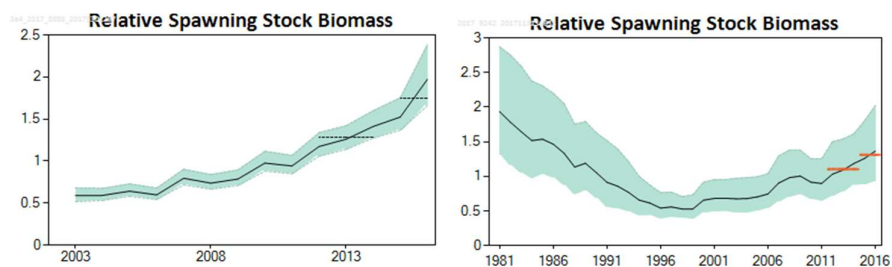




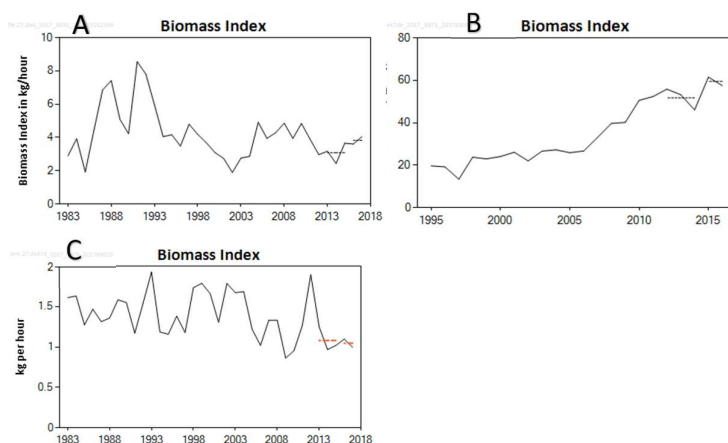
Figuur 2.2. Trend in vangsten, rekrutering, paai biomassa en visserijsterfte voor de Noordzeebestanden van tong (ICES-zone 4) (A), schol (ICES zone 3a en 4) (B), kabeljauw (ICES zone 3a, 4 en 7d) (C) en wijting (ICES zone 4 en 7d) (D) in de Noordzee. Bron: ICES (2017).

Voor de verschillende parameters zijn de trends als volgt:

- **R (rekrutering):** voor tong onder gemiddelde; schol op gemiddelde; kabeljauw onder gemiddelde maar voor 2017 zijn er aanwijzingen voor verhoogde R.
- **SSB (biomassa):** overall stijgende trend, tong en schol ver boven MSY  $B_{trigger}$  en kabeljauw juist boven MSY  $B_{trigger}$  in 2017
- **F (visserijsterfte):** overall dalende trend, tong en kabeljauw juist boven  $F_{MSY}$  en schol op  $F_{MSY}$
- Op basis van deze parameters kunnen we afleiden dat deze staat van deze visbestanden toelaat te besluiten tot een positieve score voor deze indicator.

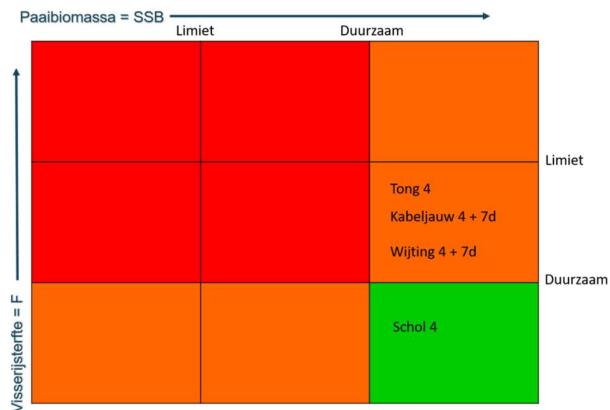


Figuur 2.3. Trends in relatieve paaibiomassa voor de Noordzeebestanden van schar (ICES zone 3a en 4) (links) en tarbot (ICES zone 4) (B). Bron: ICES (2017).



Figuur 2.4. Trends in vangsten (per eenheid van visserij-inspanning, CPUE) voor de Noordzeebestanden van bot in kg/uur (ICES zone 3a en 4) (A), griet in kg/dag (ICES zone 3a, 4 en 7d-e) (B) en tongschar in kg/uur (ICES zone 3a, 4 en 7d) (C). Bron: ICES (2017).

Het duurzaam niveau voor de visbestanden vind je in het groene gedeelte van Figuur 2.5. Wanneer het visbestand zich in de oranje zone bevindt dan voldoet slechts 1 van de 2 parameters (paaibiomassa of visserijsterfte) aan het duurzaamheidscriterium. In de rode zone is noch de paaibiomassa, noch de visserijsterfte op een duurzaam peil.



*Figuur 2.5. Positie van visbestanden in een duurzaamheidsmatrix: paaibiomassa (SBB) en visserijsterfte in relatie tot de limiet- en duurzaamheidsreferentiepunten. In deze figuur worden de categorie 1 bestanden die tot de Noordzee (ICES-gebied 4) behoren in rekening genomen.*

## 2.2.6. Conclusies

Schol in de Noordzee doet het uitstekend en ook tong doet het hier goed. Kabeljauw werd binnen dit gebied (incl. Oostelijk Engels Kanaal) historisch overbevist, maar toont nu sedert 2016 een langzaam herstel en is boven zijn referentiewaarden. Deze vier visbestanden tong, kabeljauw, schol en wijting vertonen allen een stijgende trend in paaibiomassa, met voor schol en tong een waarde die zich ruim boven het duurzame niveau bevindt. De paaibiomassa van kabeljauw bevond zich, na het historisch dieptepunt in 2006, voor de eerste keer terug boven het duurzame niveau in 2016. Ook bij de visserijsterfte zien we een gelijkaardige tendens voor tong, schol en kabeljauw in de Noordzee, namelijk een waarde die zich rond het duurzame niveau bevindt. Voor wijting echter bevindt de visserijsterfte zich ver boven het duurzame niveau. De populatie-aangroei van tong is licht schommelend, terwijl deze van schol stabiel blijft. Hoewel de aangroei van de kabeljauwpopulatie positief is, blijft deze nog op een zeer laag niveau, dus voorzichtigheid blijft geboden. Hetzelfde geldt voor wijting vanwege de hoge visserijsterfte.

Voor de andere Noordzeebestanden die in deze evaluatie besproken worden kan op basis van survey trends vastgesteld worden dat schar, tarbot, griet en bot er in de laatste jaren op vooruit gegaan zijn en dat tongschar gedaald is ten opzichte van de meest recente jaren. Op basis van surveygegevens (zie D1C2) werd een positieve trend in stekelrog waargenomen. Over hondshaai, blonde rog, gevlekte rog en garnaal kunnen momenteel nog geen uitspraken gedaan worden.

## 2.2.7. Kwaliteitsaspecten

De gegevensverzameling en analyses voor deze soorten gebeurden volledig conform de ICES-richtlijnen.

## 2.2.8. Data en analyse

De data en de analyses zijn ter beschikking bij ICES (<http://standardgraphs.ices.dk>) en voor het BDNZ bij het Instituut voor Landbouw en Visserijonderzoek, ILVO ([www.smartfisheries.be](http://www.smartfisheries.be)).

### 2.2.9. Referenties

- Belgische Staat, 2012. Omschrijving van Goede Milieutoestand en vaststelling van Milieudoelen voor de Belgische mariene wateren. Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art. 9 & 10. BMM, Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de voedselketen en Leefmilieu, Brussel, België, 34 pp.
- ICES, 2017. ICES Stock Assessment Database. Copenhagen, Denmark. ICES. [2017]. <http://standardgraphs.ices.dk>
- ICES. 2012. ICES Implementation of Advice for Data-limited Stocks in 2012 in its 2012 Advice. ICES CM 2012/ACOM 68. 42 pp.
- ICES. 2017a. Report of the Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK), 26 April–5 May 2017, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:21. In preparation.
- ICES. 2017b. Report of the Benchmark Workshop on North Sea Stocks (WKNSEA), 6–10 February 2017, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:34. 673 pp.
- ICES. 2017c. Report of the Working Group on Mixed-Fisheries Advice (WGMIXFISH-ADVICE) ), 22–26 May 2017, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:18. In preparation.
- OSPAR 2017, <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017>
- STECF. 2016. Reports of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – 51st Plenary Meeting Report (PLEN-16-01). 2016. Publications Office of the European Union, Luxembourg, EUR 27758 EN, JRC 101442. 95 pp.

## 2.3. Eutrofiëring (D5)

Xavier Desmit, Dimitry Van der Zande, Wendy Bonne, Karien De Cauwer en Geneviève Lacroix

De relevante indicatoren van eutrofiëring tonen aan dat voor zo'n 30% van de Belgische mariene zone de goede milieutoestand niet werd bereikt. De Belgische kustwateren (1<sup>ste</sup> zeemijl) verkeren niet in goede toestand, de territoriale wateren (binnen 12 zeemijl) evolueren richting goede milieutoestand (die wellicht tegen 2020 zal worden bereikt), en verder op zee werd de goede milieutoestand reeds bereikt (voorbij twaalfmijlszone).

### 2.3.1. Inleiding

De goede milieutoestand wordt bereikt wanneer de door de mens teweeggebrachte eutrofiëring tot een minimum beperkt is, vooral wat de schadelijke effecten ervan betreft, nl. verlies van de biodiversiteit, aantasting van het ecosysteem, schadelijke algenbloei en zuurstofgebrek in de bodemwateren.

De chlorofyl *a*-concentratie (Chl) is een indicator van de biomassa van het fytoplankton dat zorgt voor fotosynthese in het mariene milieu. Het jaarlijks maximum aan Chl wordt statistisch goed beschreven door het 90-percentiel Chl (Chl P90) gedurende de groeiperiode (maart-oktober). Dit maximale Chl wordt elk jaar waargenomen in april-mei en komt in hoofdzaak overeen met de bloei en accumulatie van kolonies van *Phaeocystis globosa*. Het Chl P90 is ook sterk gekoppeld aan de winterconcentraties van voedingsstoffen eraan ten grondslag liggen (Desmit et al., 2015a).

Het Chl P90 en de winterconcentraties aan voedingsstoffen (stikstof N en fosfor P) zijn de relevante indicatoren van eutrofiëring voor de beoordeling van de goede milieutoestand in het BDNZ. De abundantie van *P. globosa* wordt beschouwd als een redundante indicator zolang de Chl P90-indicator boven de drempelwaarde blijft. Er is sprake van een goede staat voor eutrofiëring wanneer:

- het 90-percentiel van chlorophyl *a*-concentratie (berekend van maart tot oktober en over 6 jaar) lager is dan 15 µg/l
- de winterconcentratie van opgelost anorganisch stikstof (DIN) lager is dan 22,5 µmol/l. De drempelwaarde werd aangepast ten opzichte van eerdere rapporten en is beter afgestemd op de Chl P90 drempelwaarde (cf. annex D5). De vorige drempelwaarde was 15 µmol/l.
- de winterconcentratie van opgelost anorganisch fosfor (DIP) lager is dan 0,8 µmol/l.

Wegens hoofdzakelijk fysieke redenen zijn de indicatoren met betrekking tot opgeloste zuurstof, transparantie van de waterkolom of fotosynthetische macro-organismen niet relevant voor het vaststellen van een diagnose van eutrofiëring in de Belgische wateren (zie rapport GMT en milieudoelen, 2018).

### 2.3.2. Achtergrond

Menselijke activiteiten in stroomgebieden (landbouw, verstedelijking, industrie) en atmosferische depositie (Dulière et al., 2017) zijn verantwoordelijk voor een aanzienlijke export van nutriënten (stikstof N en fosfor P) van het land naar de kustgebieden. De aanvoer van nutriënten via rivieren zorgt voor een teveel aan N en P ten opzichte van het opgelost silicium. De eutrofiëring van de Belgische wateren wordt toegeschreven aan deze aanvoer, die een overmatige productie van fytoplankton stimuleert. In het bijzonder bevordert de overmaat aan N ten opzichte van silicium de vorming van *Phaeocystis globosa* kolonies (Prymnesiophyceae) na het einde van de eerstediatoomeënbloei in het voorjaar (Lancelot et al., 1987, Rousseau et al., 2013). Volgens de huidige stand van kennis, zijn de nadelige effecten van eutrofiëring in de Belgische mariene wateren gerelateerd aan de overmatige groei van *P. globosa* waarvan het voorkomen in het voorjaar vervijfvoudigd is sinds de jaren 1970-1980 (Jickells 1998). Bij eutrofiëring kunnen de *P. globosa* kolonies zo groot worden dat ze niet meer eetbaar zijn voor het copepoden zoöplankton (Rousseau et al., 2000). Dit aspect, in combinatie met de slechte voedingswaarde van *P. globosa*, remt waarschijnlijk de productie van eieren van het copepoden zoöplankton aan het einde van de lente (Daro et al., 2006). Door het wegvallen van de druk door copepoden, stimuleert het organisch materiaal dat geaccumuleerd is in de *P. globosa* kolonies, het microbiële netwerk in plaats van de hogere niveaus van de voedselketen, wat de trofische efficiëntie van het systeem vermindert (Lancelot et al., 2009).



Figuur 2.6. Schuim van *Phaeocystis globosa*. Bron: C. Lancelot.



Figuur 2.7. De traditionele landbouw draagt in grote mate bij aan de eutrofiëring in zee.

### 2.3.3. Geografisch gebied

Het zuidelijk bekken van de Noordzee ontvangt nutriënten (N en P) afkomstig van de Seine, Somme, Theems, Schelde, Rijn en Maas en van de Atlantische Oceaan. Deze voedingsstoffen stapelen zich op in de zee in minerale en organische vorm en het residuele transport vindt plaats van het zuidwesten naar het noordoosten (Ruddick en Lacroix, 2006). In het Belgische gebied vermengen de oceaanwateren die via het Kanaal binnenstromen zich met het zoet water van de rivieren onder invloed van de getijden. Afhankelijk van het jaar varieert het relatieve

belang van zoet en zout water in de kustgebieden naargelang de hydrologische en meteorologische omstandigheden (Lacroix et al., 2004). De windpatronen dragen bij aan de verplaatsing van waterlichamen en leiden tot een variabele spreiding van voedingsstoffen die de productie van fytoplankton en de ruimtelijke verdeling van Chl beïnvloeden (Desmit et al., 2015a en cf. annex D5). In het algemeen worden de Belgische wateren gekenmerkt door een permanente gradiënt van nutriënten en Chl, waarbij de waarden het hoogst zijn aan de kust, en vervolgens verder zeewaarts afnemen (Rousseau et al., 2006). Deze evaluatie heeft betrekking op het gehele BDNZ met bovendien een verdere onderverdeling (Figuur 1.2):

- het kustgebied (eerste zeemijl, identiek aan de kustwateren volgens de KRW)
- het territoriale gebied (eerste twaalf zeemijlen, kustgebied niet inbegrepen)
- offshore, het open zeegebied (de rest van het BDNZ).

### 2.3.4. Methodologie

De analyse van winterconcentraties (januari - februari) van nutriënten (N en P) wordt verzekerd door het nationale monitoringprogramma op tien bemonsteringslocaties (cf. annex D5) die representatief zijn voor de omringende watermassa's. Op basis van alle resultaten 2011-2016 werd de relatie met het zoutgehalte berekend en, voor elk jaar, de waarde afgeleid die overeenkomt met een zoutgehalte van 33,5. De oppervlakte van het gebied waarin de nutriëntenconcentraties de respectieve drempels overschrijden, werd berekend op basis van de relatie met het winterzoutgehalte en een klimatologie van de ruimtelijke verspreiding van het zoutgehalte (cf. annex D5). De hieruit resulterende kaarten geven een goed overzicht van nutriëntenconcentraties in de Belgische zone. Om rekening te houden met de kust-zee-gradiënt en om de tijdsgebonden tendensen in detail te illustreren, werden bovendien de concentraties geëvalueerd in drie verschillende gebieden van het BDNZ: de kustzone, de territoriale zone en open-zeezone. De lange termijntrends van nutriëntenconcentraties in de drie zones werden statistisch beoordeeld (cf. annex D5).

Chlorofyl wordt opgevolgd via remote sensing (ENVISAT-MERIS) gevalideerd op basis van in-situ metingen. Dit laat toe om chlorofyl te beoordelen met een hoge temporele en ruimtelijke resolutie. Dankzij het COPERNICUS program ([www.copernicus.eu](http://www.copernicus.eu)) ontstaan uit de samenwerking tussen de European Commission (EC) en European Space Agency (ESA) wordt er ocean colour data gegarandeerd tot 2036. RBINS/OD Nature heeft als doel om Sentinel-3 ocean colour data te integreren in het monitoringsprogramma voor de volgende beoordelingsperioden.

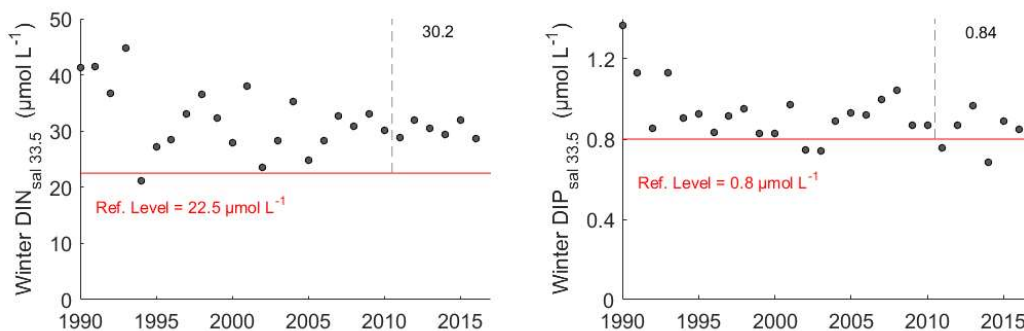
Voor deze oefening werd voor de integratie van de indicatoren in het overeenkomstige criterium en de verschillende criteria in de globale beoordeling de methode van de KRW gebruikt voor de kustwateren, *One Out All Out* (OOAO), en die van OSPAR (OSPAR 2013) verder zeewaarts. Daarnaast worden nieuwe evaluatiemethoden ontwikkeld die nauwkeuriger rekening houden met de ruimtelijke dimensie. Er wordt bijvoorbeeld voorgesteld om een vooraf gedefinieerde isolijn voor Chl P90 te gebruiken met een waarde van 15 µg/l overeenkomstig de goede milieutoestand. De isolijn bepaalt de grens tussen het deel in goede en niet-goede toestand en de verplaatsing van de isolijn in de loop van de tijd toont de bereikte vooruitgang. Deze benadering is consistent met het toenemend gebruik van satellietbeelden en -modellen.



### 2.3.5. Resultaten en trends

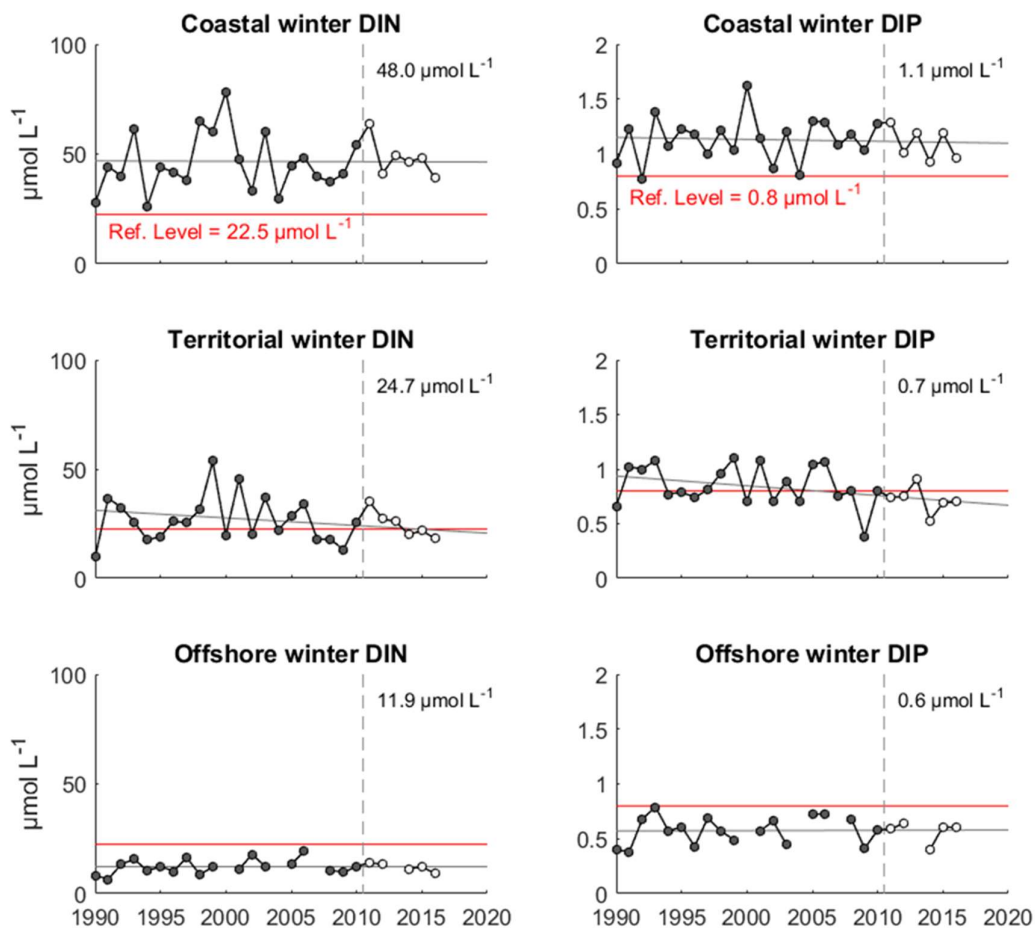
#### Nutriënten

De gemiddelde winterconcentratie aan opgeloste anorganische stikstof (DIN) en opgeloste anorganische fosfor (DIP), voor de periode 2011-2016 en genormaliseerd naar zoutgehalte 33,5, is respectievelijk 30,2  $\mu\text{mol/l}$  en 0,84  $\mu\text{mol/l}$  (Figuur 2.8).



Figuur 2.8. Evolutie van DIN- en DIP-concentraties genormaliseerd naar zoutgehalte 33,5. Rode lijn: drempelwaarde. Het meerjarige gemiddelde van winterconcentraties aan nutriënten in de periode 2011-2016 wordt rechtsboven getoond. De verticale grijze lijn geeft het begin van de referentieperiode weer voor deze evaluatiecyclus.

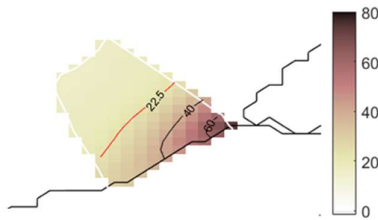
In de kustzone is de gemiddelde waarde voor de twee nutriënten over de periode 2011-2016 groter dan de respectieve drempelwaarden voor de goede toestand (cf. Figuur 2.9). De tendens op lange termijn wijst op een zeer langzame verbetering voor beide nutriënten. In de territoriale zone blijft de gemiddelde winterstikstofconcentratie boven de drempelwaarde, maar de trend wijst op verbetering, zodanig dat de goede toestand tegen 2020 zou bereikt kunnen worden. Wat de winterfosforconcentratie in de territoriale zone betreft: deze daalde tot onder de drempelwaarde gedurende de referentieperiode. Dit betekent dat, voor wat betreft de fosfor-indicator, de goede toestand is bereikt en dat deze positieve trend blijft aanhouden. In open zee wijzen de stikstof- en fosforindicatoren op een goede toestand. De tendens op lange termijn blijft stabiel.



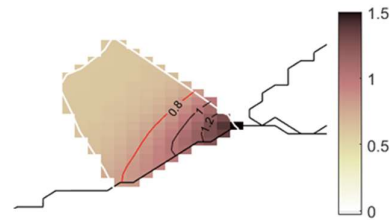
*Figuur 2.9. Lange tijdsreeksen aan DIN winterconcentraties (links) en DIP winterconcentraties (rechts) in de drie zones van het BDNZ. De rode lijnen geven de drempelwaarden voor de goede toestand weer; de grijze lijnen geven de trends weer. Het meerjarige gemiddelde van winterconcentraties van nutriënten voor de periode 2011-2016 wordt rechtsboven getoond. De verticale grijze lijn geeft het begin van de referentieperiode weer voor deze evaluatiecyclus.*

De oppervlakte van het BDNZ die nog niet de goede milieutoestand bereikte tijdens de referentieperiode werd berekend: 48% van de Belgische wateren heeft volgens de stikstofindicator nog niet de goede toestand bereikt; volgens de fosforindicator bedraagt dit percentage 31%. Het betreft de kustwateren en een deel van de territoriale wateren, d.w.z. het deel van de Belgische wateren dat het meest wordt beïnvloed door aanvoer via rivieren (cf. Figuur 2.10).

Winter DIN ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ; rebuilt)

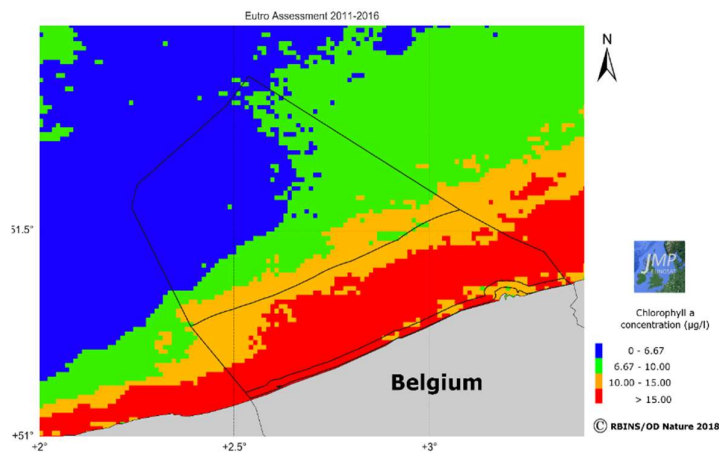


Winter DIP ( $\mu\text{mol L}^{-1}$ ; rebuilt)



Figuur 2.10. Links: winterconcentratie DIN ( $\mu\text{mol/l}$ ). Rechts: winterconcentratie DIP ( $\mu\text{mol/l}$ ). De isolijnen tonen de nutriëntenconcentraties en de rode isolijnen komen overeen met de specifieke concentraties die de goede toestand aangeven (drempelwaarde). Met een verminderde nutriëntenaanvoer naar zee in de toekomst, wordt verwacht dat de rode lijn zich richting kust verplaatst (zie annex D5).

### Chlorofyl a

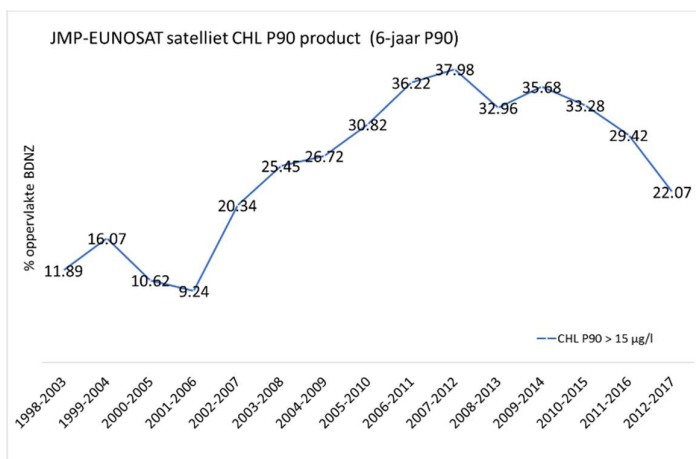


Figuur 2.11. Classificatie van Chl P90 op basis van satellietbeelden (2011-2016) in het BDNZ. De rode zone geeft een Chl P90 > 15  $\mu\text{g/l}$  weer.

Figuur 2.11 toont het Chl P90 product op basis van satellietbeelden en ingedeeld in concentratieklassen in de Belgische wateren voor de periode 2011-2016. Het deel van het Belgische gebied met een Chl P90 groter dan 15  $\mu\text{g/l}$ , is in het rood weergegeven en bedekt 29% van de oppervlakte van het BDNZ. Deze oppervlakte bevindt zich in de territoriale wateren langs de kust.

De gemiddelde Chl P90 voor heel het BDNZ bedraagt 11,8  $\mu\text{g/l}$ ; voor de kustwateren is dit 19,3  $\mu\text{g/l}$ , voor de zone van 1 tot 12 zeemijl 17,6  $\mu\text{g/l}$  en offshore 7,6  $\mu\text{g/l}$ .

In het Europese JMP-EUNOSAT project werden soortgelijke producten aangemaakt op basis van 20 jaar beschikbare satellietdata. Deze tijdsreeks (zie Figuur 2.12) toont een sterke toename in het gebied met een Chl P90 groter dan 15  $\mu\text{g/l}$  voor het product 2002-2007 tot 2007-2012 waarna een geleidelijke afname kan waargenomen worden tot het laatste product voor de periode 2012-2017. De evolutie in de tijd van het Chl P90 product is gedeeltelijk te wijten aan natuurlijke processen. Chl P90 vertoont een sterke jaarlijkse variabiliteit en wordt ook beïnvloed door hydroklimatologische cycli op lange termijn (zie annex D5).



Figuur 2.12. Tijdsreeks van oppervlakte van de BDNZ (%) geclassificeerd als zone waar de Chl P90 > 15 µg/l gebaseerd op satelliet data beschikbaar sinds 1998.

### 2.3.6. Conclusies

Op basis van de beschikbare gegevens, hebben we vastgesteld dat:

- In de kustzone overschrijden de drie indicatoren (winter N en P en Chl P90) hun respectieve drempelwaarden. De concentraties dalen zeer langzaam en het is onwaarschijnlijk dat het kustgebied tegen 2020 de goede milieutoestand zal bereiken.
- In het territoriale gebied blijven twee van de drie indicatoren boven hun respectieve drempelwaarden. Een dalende trend werd opgemerkt en waarschijnlijk zal de territoriale zone tegen 2020 de goede milieutoestand bereiken.
- Offshore blijven de drie indicatoren onder hun respectieve drempelwaarden. De tendens is stabiel en het is erg waarschijnlijk dat deze zone in goede toestand blijft in 2020.
- Zo'n 30% van de oppervlakte van het BDNZ bereikt de goede milieutoestand niet. Dit is gebaseerd op de chlorofyl-indicator (cfr. OSPAR procedure). Voor stikstof en fosfor overschrijden respectievelijk 48% en 31% van de oppervlakte van het BDNZ de norm.

Het is belangrijk om erop te wijzen dat het niet bereiken van de goede toestand in bepaalde delen van de Belgische wateren, niet noodzakelijk de klassieke eutrofiëringsgebonden aantasting met zich meebrengt, zoals zuurstofgebrek of proliferatie van opportunistische macroalgen. Niettemin is het zeer waarschijnlijk dat eutrofiëring verstoring van de voedselketen veroorzaakt door overmatige groei van *P. globosa*.

Wat de toekomst betreft, zal de verminderde aanvoer van nutriënten (N en P) vanaf de rivierbekkens naar de kustzone en de zee noodzakelijkerwijs een verandering in de menselijke activiteiten impliceren. Een recente modelstudie (Desmit et al., 2015b; Desmit et al., 2018) op schaal van de Atlantische kust van Europa toont aan dat de bestaande richtlijnen niet volstaan om een goede toestand van de Europese kustwateren te verzekeren. Een significante vooruitgang bij het herstel van het mariene milieu zal niet mogelijk zijn zonder ingrijpende

veranderingen in het landbouwproductiesysteem en bepaalde economische mechanismen, die zelfs culturele veranderingen zullen vereisen zoals halvering van de gemiddelde vleesconsumptie in West-Europa. Bovendien zullen dergelijke wijzigingen ook internationale samenwerking en gelijktijdige inspanningen van de lidstaten vergen omdat de aanvoer van voedingsstoffen via rivieren en atmosfeer een impact kunnen hebben tot ver in zee, ruim voorbij de grens van de nationale wateren (Dulière et al., 2017; Ménesguen et al., 2018).

### 2.3.7. Kwaliteitsaspecten

De in situ gegevens betreffende nutriënten (N en P) volstaan om eutrofiëring te beoordelen.

De in situ gegevens voor chlorofyl *a* zijn op dit moment ontoereikend, er zijn te weinig gegevens op jaarbasis om de seizoensdynamiek van chlorofyl *a* weer te geven. De monitoring werd aangepast naar maandelijkse staalname en analyse a.d.h.v. HPLC. Satellietgegevens van chlorofyl *a* dragen in belangrijke mate bij aan de eutrofiëringsbeoordeling in Belgische wateren, dankzij de volledige ruimtelijke dekking en hun hoge temporele frequentie waardoor het begin van de voorjaarsbloei preciezer kan worden gedetecteerd. In deze context evalueert het project JMP EUNOSAT, in regionale samenwerking, het gebruik van satellietbeelden voor het bepalen van het eutrofiëringsniveau in de Noordzee. Copernicus waarborgt de verwerving van satellietgegevens via Sentinel-3 tot 2036. De satellietbeelden en metingen van chlorofyl *a* met HPLC op in situ stalen vullen elkaar aan. Via satelliet kan inzicht verworven worden in de ruimtelijke verspreiding van de bloei op grotere geografische schaal. Maar enkel de processen aan de oppervlakte zijn zichtbaar en de chlorofyl *a* waarden zijn het resultaat van algoritmen die gecalibreerd moeten worden. De chlorofyl *a* metingen met HPLC kunnen, dankzij het nieuwe in situ monitoringsprogramma, bijdragen aan een beter begrip van de fytoplanktonische processen onder invloed van het getij en verticale processen tussen bodem en oppervlakte.

Chlorofyl *a*- is een veel gebruikte en gestandaardiseerde indicator voor de biomassa van fytoplankton. Het kan echter ook zeer nuttig zijn om regelmatig de fotosynthese van fytoplankton te meten, bijvoorbeeld met proxy's die afgeleid zijn van de Fast Repetition Rate Fluorimetry (FRRF). Dit zou ons helpen om het systeem beter te begrijpen, zoals bijvoorbeeld het proces van de druk van het zoöplankton op het fytoplankton. Het zou ook de algoritmen kunnen bevestigen die de productie van fytoplankton berekenen aan de hand van satellietbeelden.

Onze kennis van het mariene milieu is gebaseerd op in situ bemonstering. Doorgaans gebeurt de monsternamen evenwel zonder rekening te houden met het getij. De verschillende fasen van het getij hebben echter waarschijnlijk een significante invloed op de meting op een vast punt, vooral wat de zwevende deeltjes (organisch of anorganisch) betreft. Er wordt daarom aanbevolen om in de toekomst continu metingen uit te voeren over een getijdencyclus om op elke bemonsteringsplaats het getijeffect op de meting te evalueren.

### 2.3.8. Data

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

### 2.3.9. Referenties

Daro N., Breton E., Antajan E., Gasparini S. and V. Rousseau. 2006. Do Phaeocystis colony blooms affect

- zooplankton in the Belgian coastal zone? In: Current Status of Eutrophication in the Belgian Coastal Zone. V. Rousseau, C. Lancelot and D. Cox (Eds). Presses Universitaires de Bruxelles, Bruxelles, pp. 61-72
- Desmit X., Ruddick K., Lacroix G. 2015a. Salinity predicts the distribution of chlorophyll a spring peak in the southern North Sea continental waters. *Journal of Sea Research* 103:59-74 Doi: 10.1016/j.seares.2015.02.007.
- Desmit X., Lacroix G., Thieu V., Ménesguen A., Dulière V., Campuzano F., Billen G., Neves R., Lancelot C., Gypens N., Dussauze M., Garnier J., Silvestre M., Passy P., Lassaletta L., Guittard G., Théry S., Thouvenin B., Garcia C., Pinto L., Sobrinho J., Mateus M., Ascione Kenov I. (2015b). EMOSEM Final Report - Ecosystem Models as Support to Eutrophication Management In the North Atlantic Ocean. 174pp. Link: [https://odnature.naturalsciences.be/downloads/publications/emosem\\_final\\_report.pdf](https://odnature.naturalsciences.be/downloads/publications/emosem_final_report.pdf)
- Desmit X., Thieu V., Billen G., Campuzano F., Dulière V., Garnier J., Lassaletta L., Ménesguen A., Neves R., Pinto L., Silvestre M., Sobrinho J.L., Lacroix G. (2018, accepted). Reducing marine eutrophication may require a paradigmatic change. *Sci Total Environ*.
- Dulière V., Gypens N., Lancelot C., Luyten P., Lacroix G. Origin of nitrogen in the English Channel and Southern Bight of the North Sea ecosystems. *Hydrobiologia* (2017). <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3419-5>
- Jickells TD. (1998). ) Nutrient Biogeochemistry of the Coastal Zone. *Science* 281:217–21
- Lacroix G., Ruddick K., Ozer J., Lancelot C. (2004). Modelling the impact of the Scheldt and Rhine/Meuse plumes on the salinity distribution in Belgian waters (Southern North Sea). *Journal of Sea Research*, 52: 149-163. doi: 10/1016/j.seares.2004.01.003.
- Lancelot C, Billen G, Sournia A, Weisse T, Colijn F, Veldhuis MJW, Davies A, Wassman P (1987) *Phaeocystis* Blooms and Nutrient Enrichment in the Continental Coastal Zones of the North Sea. *Ambio* 16:38–46.
- Lancelot C, Rousseau V, Gypens N (2009) Ecologically based indicators for *Phaeocystis* disturbance in eutrophied Belgian coastal waters (Southern North Sea) based on field observations and ecological modelling. *J Sea Res* 61:44–49.
- Ménesguen A, Desmit X, Dulière V, Lacroix G, Thouvenin B, Thieu V, Dussauze M (2018) How to avoid eutrophication in coastal seas? A new approach to derive river-specific combined nitrate and phosphate maximum concentrations. *Sci Total Environ* 628–629:400–414
- OSPAR (2013). Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. OSPAR Commission, 2013-8.
- Rousseau V, Becquevort S, Parent J-Y, Gasparini S, Daro M-H, Tackx M, Lancelot C (2000) Trophic efficiency of the planktonic food web in a coastal ecosystem dominated by *Phaeocystis* colonies. *J Sea Res* 43:357–372.
- Rousseau V, Park Y, Ruddick K, Vyverman W, Parent J-Y, Lancelot C (2006) Phytoplankton blooms in response to nutrient enrichment. In: Rousseau V, Lancelot C, Cox D (eds) Current status of eutrophication in the Belgian coastal zone. Presses Universitaires de Bruxelles, Brussels, p 45–59.
- Rousseau V, Lantoiné F, Rodriguez F, LeGall F, Chrétiennot-Dinet M-J, Lancelot C (2013) Characterization of *Phaeocystis globosa* (Prymnesiophyceae), the blooming species in the Southern North Sea. *J Sea Res* 76:105–113.
- Ruddick K., Lacroix G., 2006. Hydrodynamics and meteorology of the Belgian Coastal zone. In Rousseau V., Lancelot C. and Cox D. (eds). *Current status of Eutrophication in the Belgian Coastal Zone*. Presses Universitaires de Bruxelles. Pp.1-15.

## 2.4. Fysische verstoring en verlies van de zeebodem (D6)

Vera Van Lancker, Lars Kint en Giacomo Montereale Gavazzi

- (1) Zeebodemhabitats zijn onderhevig aan een alomtegenwoordige visserijdruk, maar ook aan drukken gerelateerd aan aggregaatextractie, baggeren en storten, windmolenparken, pijpleidingen en kabels. Windmolens en energiekabels zijn sinds 2011 met bijna 200% toegenomen. Voor het BDNZ, met reeds 100% bezetting van visserij, werd in de periode 2011-2016 geen significante extra stijging waargenomen in het ruimtelijk bereik van de andere drukken. Er worden hierbij echter nog geen ver-veld en cumulatieve effecten verrekend.
- (2) Er zijn nog geen ruimtelijke beheersacties van kracht die de visserijdruk verminderen. Niet tegenstaande werden in het Marien Ruimtelijk Plan reeds vier deelzones opgenomen en afgebakend met voorschriften wat visserijtechnieken betreft.
- (3) Een significante methodologische vooruitgang werd geboekt in de akoestische kartering van zeebodemhabitats (slib, zand en grofkorrelige sediment). Veranderingen werden waargenomen t.o.v. de sedimentkartering in de initiële beoordeling, maar zijn vooral te wijten aan een verschil in methodologische benadering. Er is nood aan een multi-criteria benadering om zeebodemveranderingen ten gevolge van menselijke activiteiten te kunnen duiden.
- (4) Een methodiek werd ontwikkeld om verzanding in grindgebieden te kwantificeren. Tijdsreeksen van akoestische metingen van de zeebodem toonden vooral schommelingen binnen de foutenmarge. Meer gedetailleerde zeebodemclassificaties lieten toe variaties in de grind/zand verhouding te duiden die

### 2.4.1. Inleiding

De Goede Milieutoestand wordt bereikt wanneer de integriteit van de zeebodem zodanig is dat de structuur en de functies van de ecosystemen gewaarborgd zijn en dat met name de benthische ecosystemen niet onevenredig worden aangetast. Fysische verstoring en verlies van de zeebodem is een eerste luik in de beoordeling van de zeebodemintegriteit en onderbouwt de evaluatie van de status van mariene benthische habitats (Sectie 3.5).

Fysisch verlies wordt gedefinieerd als een permanente verandering van de zeebodem gedurende twee cycli (12 jaar) of meer (Walmsley et al., 2017). Daarentegen is fysische verstoring een verandering in de zeebodem dat kan worden hersteld als de activiteit die verantwoordelijk is voor dergelijke fysische drukken ophoudt te bestaan. De effectieve aanwijzing 'verlies' of 'verstoring' per activiteit is echter voor interpretatie vatbaar en kan verschillen per lidstaat (zie Kint et al., 2018 voor een discussie).

Om het ruimtelijke bereik van fysisch verlies en verstoring van het zeebodemmilieu te bepalen, zijn verschillende benaderingen mogelijk. Op schaal van het BDNZ kunnen alle menselijke activiteiten die de aard van de zeebodem beïnvloeden in kaart worden gebracht. Dit wordt bewerkstelligd doordat alle activiteiten een meldingsplicht hebben en schepen uitgerust zijn met elektronische monitoringssystemen die posities en activiteiten registreren. De effectieve drukken zijn moeilijker te bepalen en hiervoor zijn staalnames en een meer gedetailleerde kartering

van de zeebodem noodzakelijk.

Voor de bepaling van de effecten van visserij is dit moeilijk haalbaar gezien deze activiteit het hele BDNZ bestrijkt. Daarom is het effectiever om voor deelgebieden beheersmaatregelen te treffen die bepaalde visserijtechnieken niet of verminderd toelaten. Door herhaalde kartering van bepaalde gebieden is het bovendien mogelijk veranderingen in de vorm van de zeebodem en haar sedimentsamenstelling in detail op te volgen.

Voor de evaluatie van de fysische veranderingen aan het zeebodemmilieu werden fysische verstoring en verlies van de zeebodem dan ook op verschillende schaalniveaus gekarteerd:

- (1) Kartering in ruimte en tijd (2011-2016) van alle drukken ten gevolge van menselijke activiteiten in navolging van de nieuwe Commissiebeslissing.
- (2) Kartering en opvolging van de ruimtelijke beheersacties die tot doel hebben om de drukken gerelateerd aan visserij te verminderen. Milieudoelen:
  - Positieve trend wat betreft het zeebodemoppervlak dat permanent gespaard blijft van verstoringen als gevolg van vistuig dat de bodem raakt binnen de verschillende benthische habitattypes wat op zijn beurt resulteert in een natuurlijke ontwikkeling van de benthische fauna en flora en de kunstmatige opsplitsing van de zeebodem tot een minimum beperkt.
  - Positieve trend wat betreft het zeebodemoppervlak dat enkel verstoord wordt door alternatief, milieuvriendelijker vistuig, welke een substantiële reductie van de bodemberoering nastreeft, binnen de verschillende benthische habitattypes, wat resulteert in een verbeterde benthische habitatkwaliteit en de kunstmatige opsplitsing van de zeebodem tot een minimum beperkt.
- (3) Kartering en opvolging van het voorkomen van grootschalige benthische habitats op schaal van het BDNZ gebruikmakende van akoestische meetmethodes, bemonsteringen en observaties. Milieudoel:
  - Het ruimtelijk bereik en de spreiding van de EUNIS habitats van niveau 3 (zanderige modder tot modder, modderig zand tot zand en grindhoudend sediment), evenals dat van grindbedden schommelen - in verhouding tot de referentiestatus zoals beschreven in de Initiële beoordeling – binnen een marge die zich beperkt tot de accuraatheid van de huidige distributiemappen.
- (4) Trendkartering van de evolutie van de morfologie en het type substraat in grindbedden in twee testzones met behulp van akoestische meettechnieken, bemonsteringen en observaties. Milieudoel:
  - Binnen in de grindbedden te definiëren testzones mag de verhouding van de oppervlakken met harde substraten (meer bepaald de oppervlakken die gekoloniseerd worden door epifauna van hard substraat) ten opzichte van de oppervlakken met zacht sediment (meer bepaald oppervlakken bovenop het hard substraat en die de ontwikkeling van de substraatfauna verhinderen) geen negatieve trend vertonen.

Er zijn geen één-op-één overeenstemmingen met OSPAR indicatoren, behalve voor OSPAR indicator BH4 omtrent habitatverlies.

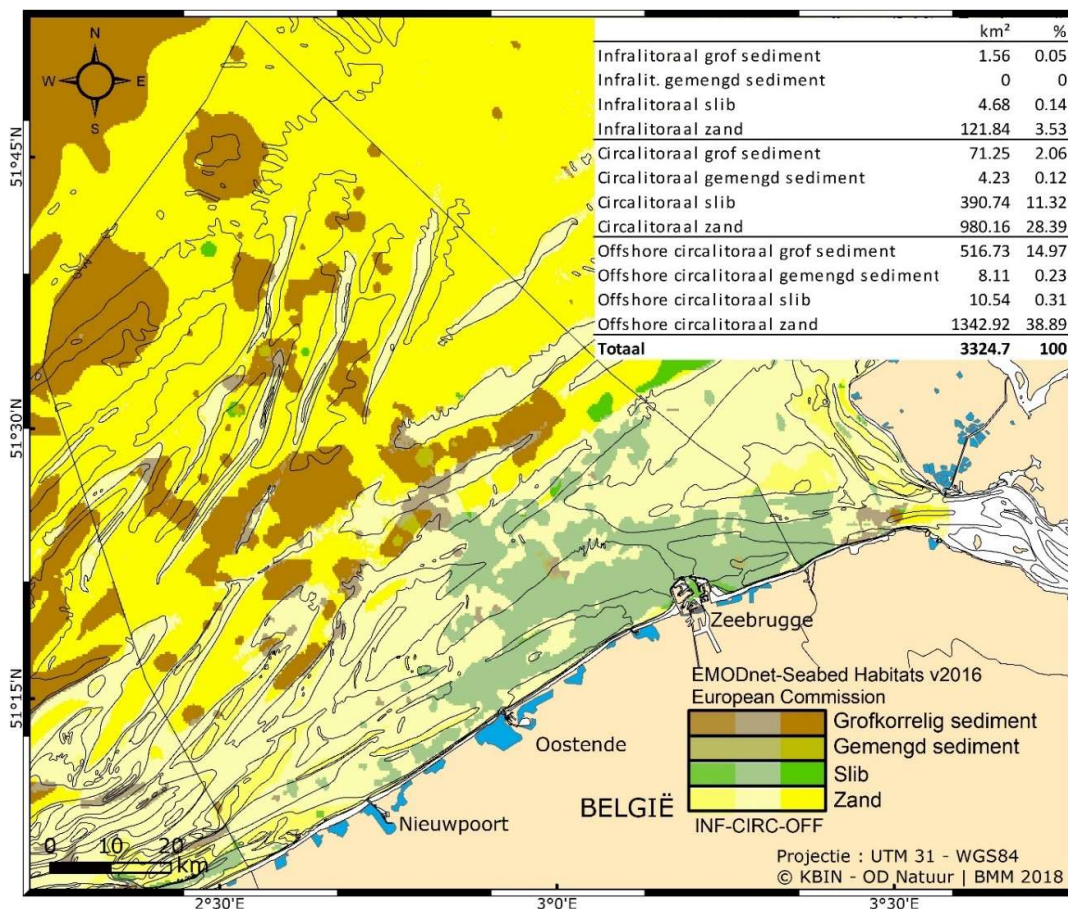


### 2.4.2. Achtergrond

Het leven in zee (e.g., schelpdieren, platvissen, wormen, bacteriën) is sterk gebonden aan de aard en kwaliteit van de zeebodem. De sedimentsamenstelling (i.e. slib, zand, grind) levert dan ook een belangrijk habitat of huis aan vele soorten die in de bodem leven. Dit habitat kent een natuurlijke dynamiek, en is toenemend onderhevig aan menselijke drukken.

Het karteren van fysisch verlies (i.e., door vaste structuren in zee) en fysieke verstoring (i.e., erosie, verzanding, verslibbing) van het zeebodemhabitat is belangrijk als eerste waarschuwing voor een mogelijke achteruitgang van de biodiversiteit. Veelal is dit gekoppeld aan toenemende menselijke activiteiten, in de ruimte en tijd gespreid. De meeste drukken zijn lokaal en beheersbaar doordat veranderingen in het zeebodemmilieu regelmatig opgevolgd worden door de bevoegde instanties. Voor drukken die hele rechtsgebieden bestrijken, zoals visserij, is het echter heel moeilijk veranderingen op te volgen. Ruimtelijke beheersmaatregelen, die bepaalde visserijtechnieken niet of verminderd toelaten, zijn dan meer aangewezen.

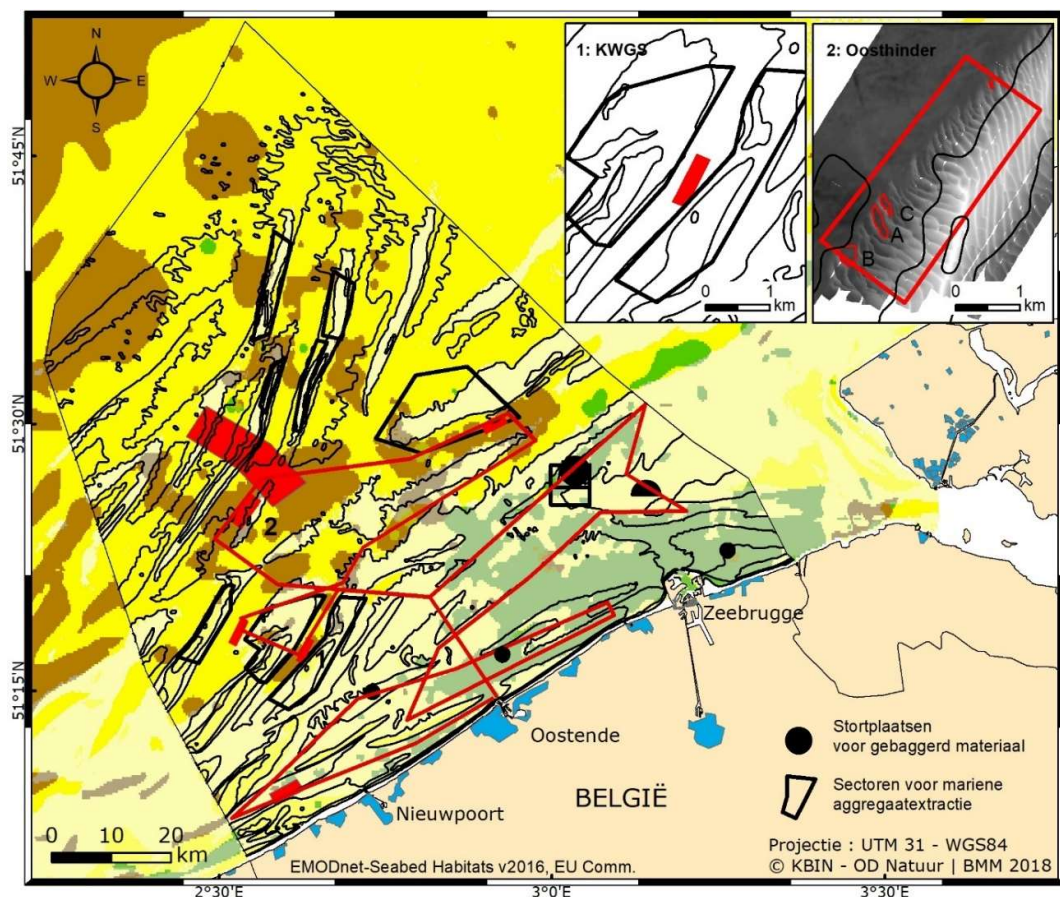
Menselijke activiteiten kunnen echter ook effecten hebben buiten de zones waar ze plaatsvinden. Daarom is het belangrijk om het voorkomen en de verspreiding van het habitat (Figuur 2.12), met name sedimentsamenstelling en de vorm van de zeebodem, met grotere nauwkeurigheid te karteren en op te volgen. Hoge resolutie akoestische meettechnieken, in combinatie met staalnames, laten toe om de zeebodem in al haar dimensies te karteren, alsook de processen die het zeebodemmilieu veranderen. Als detailstudie werden hiervoor de natuurlijke grindbedden gekozen. Grindbedden zijn belangrijke habitats, maar staan toenemend onder druk. Reeds 150 jaar wordt gevisd in de gebieden waar grind voorkomt, maar ook is er een gestadige toename van andere activiteiten waaronder de ontginning van zeebodemsedimenten. Dit kan veranderende sedimentatiepatronen in een gebied als gevolg hebben en is een belangrijke bron aan informatie voor toekomstige beheersmaatregelen.



Figuur 2.13. Grootschalige habitattypes waarvan het voorkomen en de distributie in de tijd wordt opgevolgd. Zie tabel 2.11 voor de definitie van infralitoraal, circalitoraal en offshore circalitoraal.

### 2.4.3. Geografisch gebied

Fysisch verlies en versterking werden op schaal van het BDNZ gekarteerd. Veranderingen in de ruimtelijke verspreiding van de grootschalige sedimenttypes werden opgevolgd langsheen transecten en in deelgebieden. De trendkartering van de evolutie hard versus zacht substraat werd uitgevoerd in twee grindgebieden in het Vlaamse Banken Habitatrichtlijngebied: (1) Vlaamse Banken: geul tussen de zandbanken Kwintebank en Buitenratel; (2) Hinder Banken: westzijde van de Oosthinder zandbank. Zie Figuur 2.14 voor een overzicht.



Figuur 2.14. Transecten en deelgebieden die werden gekarteerd met multibeamtechnologie om de evolutie in de distributie van grootschalige sedimenttypes (Figuur 2.13) te kwantificeren. De grindgebieden waar tijdsreeksen van multibeamdata toelieten om de evolutie van hard versus zacht substraat doorheen de tijd te kwantificeren zijn rechtsboven aangeduid.

#### 2.4.4. Methodologie

- (1) Kartering in ruimte en tijd (2011-2016) van alle drukken ten gevolge van menselijke activiteiten. Publiek beschikbare data werden opgevraagd bij de bevoegde instanties. Zie Tabel 2.3 voor een overzicht.

Tabel 2.3. Overzicht van de menselijke activiteiten die tot fysisch verlies en/of verstoring van de zeebodem kunnen leiden.

Menselijke druk	Bron
Aquacultuur	KBIN-OD Natuur en BMM
Baggeren en lossen van gebaggerd materiaal	Vlaamse Overheid. De afdeling Maritieme Toegang en het Agentschap voor Maritieme Diensten en Kust (Afdeling Kust) zijn respectievelijk verantwoordelijk voor het onderhoud van de maritieme toegangskanalen en -poorten naar de havens en naar de Schelde en de jachthavens.

Aggregaatextractie	KBIN-OD Natuur en BMM FOD Economie, K.M.O., Middenstand en Energie, Algemene Directie Kwaliteit en Veiligheid, Dienst Continentaal Plat
Haveninfrastructuur	Vlaamse Overheid, Mobiliteit en Openbare Werken (MOW), Afdeling Maritieme Toegang
Meetpalen en radar-stations	KBIN-OD Natuur en BMM Vlaamse Overheid, Agentschap Maritieme Dienstverlening en Kust (MDK), Afdeling Kust; Vlaamse Hydrografie
Pijpleidingen	KBIN-OD Natuur en BMM FOD Economie, K.M.O., Middenstand en Energie, Algemene Directie Kwaliteit en Veiligheid, Dienst Continentaal Plat
Energiekabels	KBIN-OD Natuur en BMM
Telecommunicatiekabels	KBIN-OD Natuur en BMM FOD Economie, K.M.O., Middenstand en Energie, Algemene Directie Kwaliteit en Veiligheid, Dienst Continentaal Plat
Visserij	OSPAR Intermediaire evaluatie 2017 ( <a href="https://odims.ospar.org">https://odims.ospar.org</a> )
Oorlogsmunitie	KBIN-OD Natuur en BMM
Windmolenparken	KBIN-OD Natuur en BMM
Wrakken	KBIN-OD Natuur en BMM Vlaamse Overheid, Agentschap Maritieme Dienstverlening en Kust (MDK), Afdeling Kust; Vlaamse Hydrografie

De data werden geïmporteerd in een geografisch informatiesysteem om het ruimtelijke bereik en voorkomen te kwantificeren. Dit resulteerde in een portfolio van activiteiten per jaar. Vervolgens werd per activiteit die de zeebodem permanent bedekt of die resulteert in langdurige abrasie of sedimentatie een oppervlakte voor fysisch verlies berekend. Dit ruimtelijk verlies is gebaseerd op de effectieve dimensies van de activiteit. Voor fysische verstoring werd een buffer bijgerekend gebaseerd op literatuurgegevens (Kint et al., 2018). Voor de periode 2011–2016 werd dit, per activiteit, berekend per jaar teneinde een trend te kunnen bepalen. Voor een trendevaluatie werd finaal het percentuele aandeel van de oppervlakten in relatie tot het oppervlakte van het BDNZ (3454 km<sup>2</sup>) bepaald. Hiervoor werd de basislijn, zoals gedefinieerd in 2012<sup>1</sup>, gebruikt als referentie. Eenzelfde methodologie werd gehanteerd om het fysisch verlies en de fysische verstoring per grootschalig habitattype te bepalen.

- (2) Kartering en opvolging van de ruimtelijke beheersacties die tot doel hebben om de drukken gerelateerd aan visserij te verminderen.

Om de evolutie naar dit doel te bereiken werden in het Belgische KRMS maatregelenprogramma expliciet ruimtelijke beheersacties geformuleerd die verband houden met de betrokken sectoren (meer bepaald afbakening van zones waar visserij wordt uitgesloten en zones die enkel toegankelijk zijn voor

<sup>1</sup> De basislijn stemt overeen met de laagwaterlijn van de kust, of van bij eb droogvallende bodemverheffingen indien deze zich binnen de twaalf zeemijl vanaf die laagwaterlijn bevinden, hetzij vanaf de uiteinden van permanente havenwerken welke buiten voornoemde laagwaterlijn uitsteken, zoals op de officiële Belgische, op grote schaal uitgevoerde, zeekaarten is aangeduid (Wet tot bepaling van de breedte van de territoriale zee van België 6/10/1987, Art. §1). De basislijn wordt bepaald door de Vlaamse Hydrografie.

milieuvriendelijker vistuig dat de bodem raakt).

(3) Kartering en opvolging van het voorkomen van grootschalige bentische habitats in het BDNZ.

In de initiële beoordeling (Belgische Staat, 2012a) werd een distributiekartaal opgenomen van de grootschalige habitattypes (EUNIS level 3 habitats). In een eerste stap werd deze distributiekartaal herzien, op basis van een uitgebreidere dataset en een meer verfijnde karteringsschaal (1:250.000 vs. 1:1.000.000) (zie 2.4.8). Het dataproduct is louter gebaseerd op een interpolatie van puntwaarnemingen.

Als opvolgingsmethodologie van de initiële beoordeling werd het gebruik van hoge resolutie multibeamtechnologie vooropgesteld. Multibeam is een akoestische meettechniek die toelaat de diepte (m) van de zeebodem nauwkeurig op te meten, evenals de terugverstrooiingswaarden ('backscatter', in decibelwaarden (dB)) van het akoestisch signaal te registreren. Mits aan een hoge frequentie (e.g. 300 kHz) wordt gemeten, zijn deze waarden een proxy van de aard van het sediment, doch is de akoestische reflectie afhankelijk van een combinatie aan zeebodemeigenschappen zoals de korrelgrootte, de aard en grootte van de ruwheid van de zeebodem (e.g. schelpengehalte), en het al dan niet indringen van het signaal in de zeebodem (bijvoorbeeld in slib). Het onderzoek van deze relaties, met als doel de zeebodem in sedimenttypes te kunnen classificeren, is nog volop in ontwikkeling en vereist het verzamelen van akoestische gegevens, in combinatie met staalnames en visuele observaties.

Dergelijke datasets werden in de periode 2015-2017 verzameld langsheen strategisch geplande transecten (405 km, met de schepen RV Belgica en RV Simon Stevin) die alle grootschalige habitattypes van het BDNZ doorkruisten, inclusief de gebieden met een grote kans op het voorkomen van grind. Bijkomend werden een aantal kleinere deelgebieden geselecteerd waar de zeebodem volledig in kaart werd gebracht. Door statistische analyse van de data konden akoestische signaturen worden gedefinieerd met gelijkaardige kenmerken. Om een vergelijking met de initiële beoordeling toe te laten, werd de zeebodem geclassificeerd naar drie groepen: slib, zand en grofkorrelig sediment, inclusief grind. De staalnames en visuele observaties (aantal: 157) werden gebruikt om de zeebodemclassificatie te trainen en valideren, alsook om de accuraatheid ervan te bepalen. Figuur 2.14 geeft een overzicht van de gebieden waar nieuwe multibeam data en complementaire bemonsteringen werden uitgevoerd.

(4) Trendkartering van de evolutie van substraattype in grindbedden in twee testzones.

Voor de bepaling van de ratio grind/zand doorheen de tijd werd eveneens gebruik gemaakt van multibeamtechnologie. Twee grindrijke gebieden werden gekozen waar tijdsreeksen van multibeamgegevens voorhanden waren (2004-2016, RV Belgica). Per tijdsreeks werd het ruimtelijk bereik van de zeebodemtypes gekwantificeerd. In tegenstelling tot voorgaande analyse waar zeebodemtypes in de klassen slib, zand en grofkorrelig sediment werden ingedeeld, werd hier de zeebodem in groter detail geclassificeerd, met name in fijn zand, gemiddeld zand met schelpenmateriaal, en grof zand met grind. De evolutie in de absolute waarden in de multibeamterugverstrooiingswaarden werd geanalyseerd in de tijd, alsook het voorkomen van de sedimentklassen. Tenslotte werd de verhouding bepaald van de oppervlakken met harde substraten (grind) ten opzichte van de oppervlakken met zacht sediment (zand) in de grindbedden. De methodologische benadering werd gepubliceerd in Montereale-Gavazzi et al. (2017).

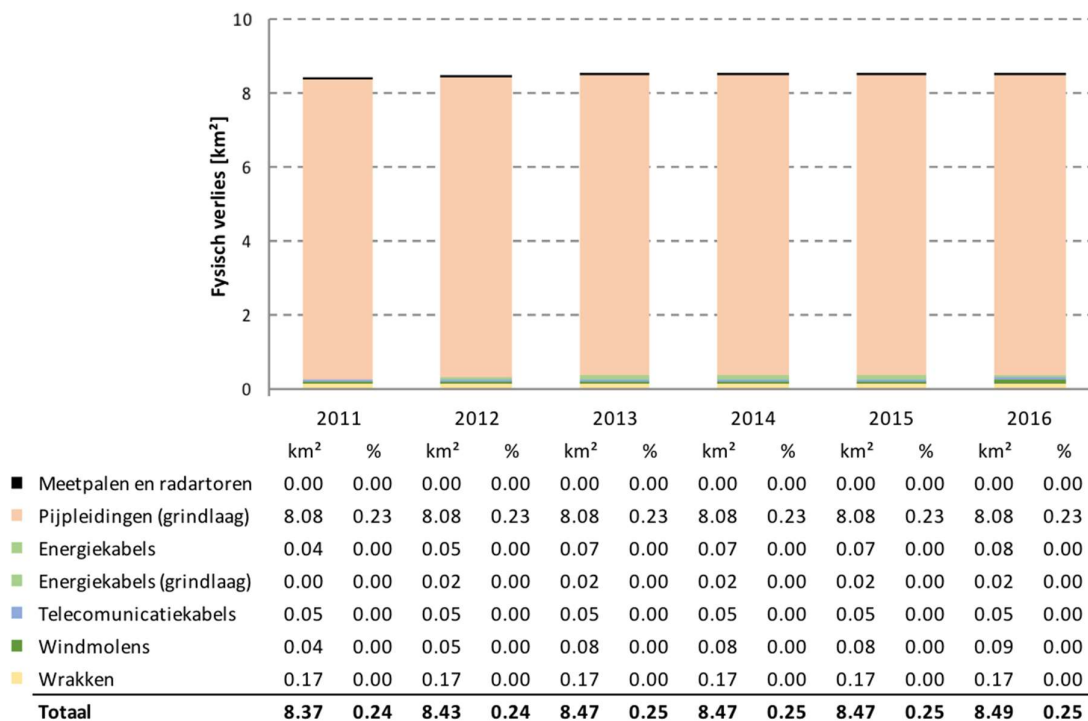
## 2.4.5. Resultaten en trend

(1) Kartering in ruimte en tijd (2011-2016) van alle drukken ten gevolge van menselijke activiteiten.

Fysisch verlies door het installeren van meetpalen en radarstations (0.002 km<sup>2</sup>), pijpleidingen (8.08 km<sup>2</sup>), telecommunicatiekabels (0.05 km<sup>2</sup>) en wrakken (0.17 km<sup>2</sup>) is constant gebleven gedurende de periode 2011-2016. Enkel een stijging in fysisch verlies is te merken door de installatie van windmolens, van 0.04 km<sup>2</sup> in 2011 naar 0.09 km<sup>2</sup> in 2016, en de aanleg van bijhorende energiekabels, van 0.04 km<sup>2</sup> in 2011 naar 0.08 km<sup>2</sup> in 2016. In de toekomst wordt een verdere stijging verwacht door de constructie van nieuwe windmolenparken én eventueel nieuwe innovatieve technieken in aquacultuur en hernieuwbare energie. Deze huidige stijging is verwaarloosbaar in verhouding tot de oppervlakte van het BDNZ (0,25%). Hieruit kan geconcludeerd worden dat het fysisch verlies van de zeebodem door menselijke activiteiten in het BDNZ (Figuur 2.15) laag en constant is gebleven gedurende de eerste KRMS-cyclus (Tabel 2.4). Het dient opgemerkt dat de huidige haveninfrastructuur zich landwaarts van de basislijn bevindt, en dus geen impact heeft op de cijfers.

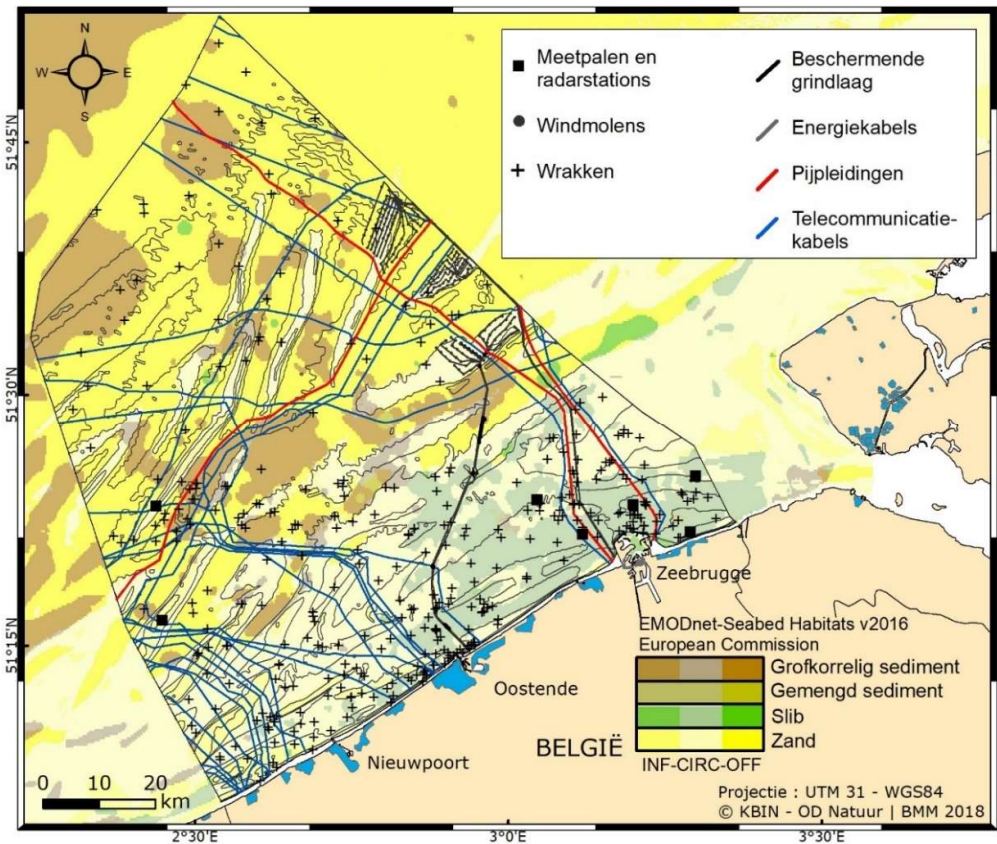
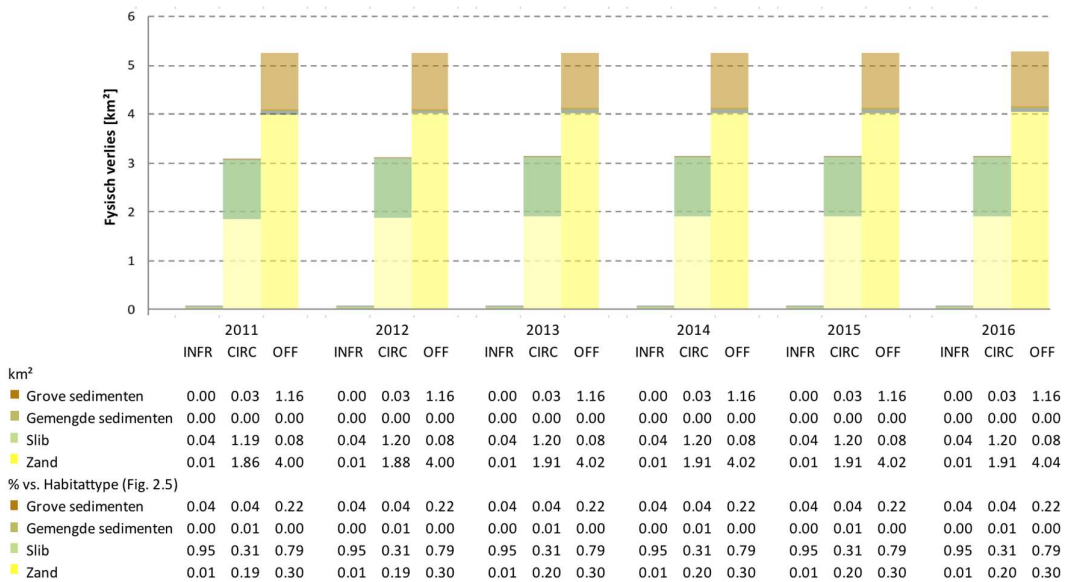
Uit een evaluatie van fysisch verlies per grootschalig habitattypen blijkt dat circalittorale en infralittorale grofkorrelige en gemengde habitattypen beperkt worden aangetast, evenals de zeewaartse zandige en gemengde habitats (Tabel 2.5). Ten gevolge van steenstortingen over de gaspijpleidingen ondervinden circalittorale en de meer zeewaartse gebieden (grove sedimenten, slib en zanden) een gering fysisch verlies.

Tabel 2.4. Fysisch verlies per menselijke activiteit per jaar in km<sup>2</sup> en % t.o.v. BDNZ.





Tabel 2.5. Fysisch verlies per grootschalig habitattype per jaar in km² en % in het BDNZ.

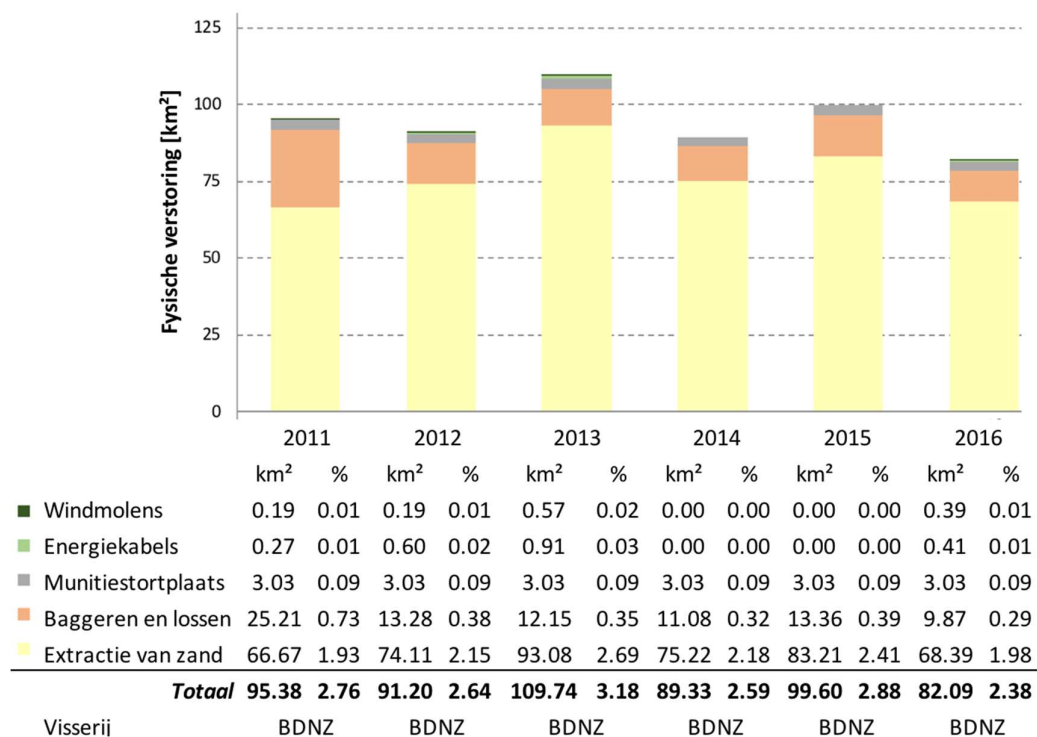


Figuur 2.15. Fysisch verlies per grootschalig habitattype in het BDNZ voor de periode 2011 -2016 (niet op schaal).

Het ruimtelijk bereik van fysische verstoring is het grootst voor bodemberoerende visserij. Bijkomend worden gebieden verstoord door het baggeren en lossen van gebaggerd materiaal, zandwinning, de installatie van windmolenparken en bijhorende kabellegging (Figuur 2.16). Voor de periode van 2011 tot en met 2016 blijkt de fysische verstoring van de zeebodem nagenoeg constant. Sommige activiteiten zijn permanent, andere kennen een jaar-tot-jaar variatie. Bovenop bodemberoerende visserij wordt gemiddeld een extra oppervlakte van 2.5 à 3% van het BDNZ per jaar verstoord door andere menselijke activiteiten (Tabel 2.6).

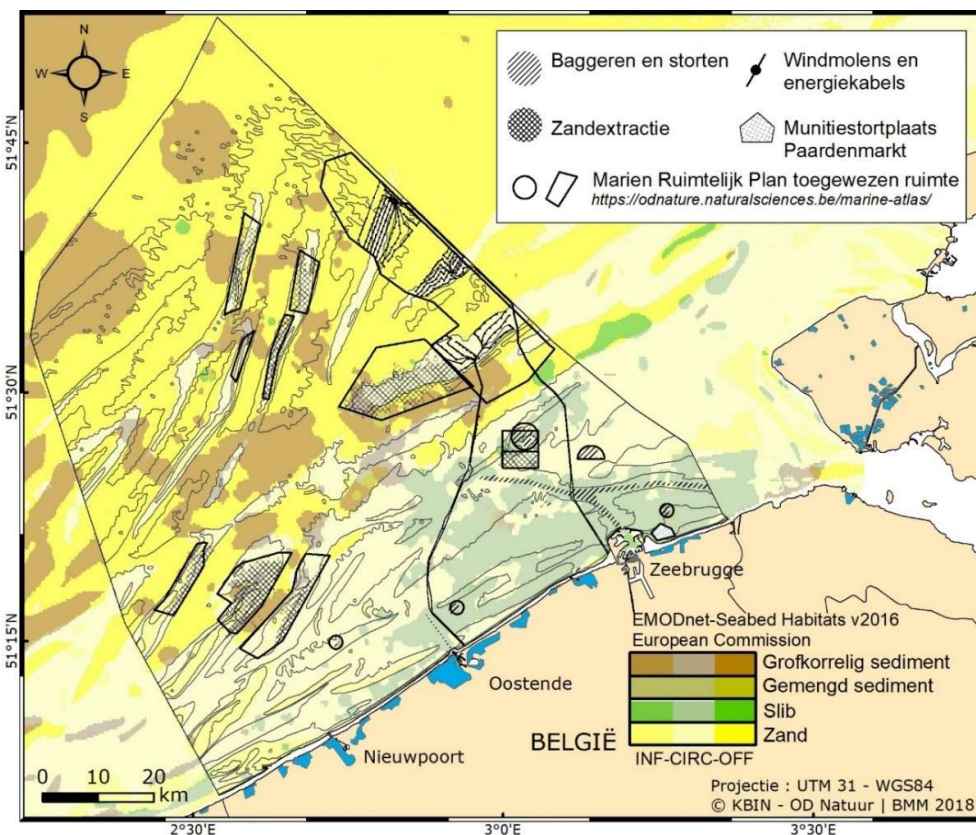
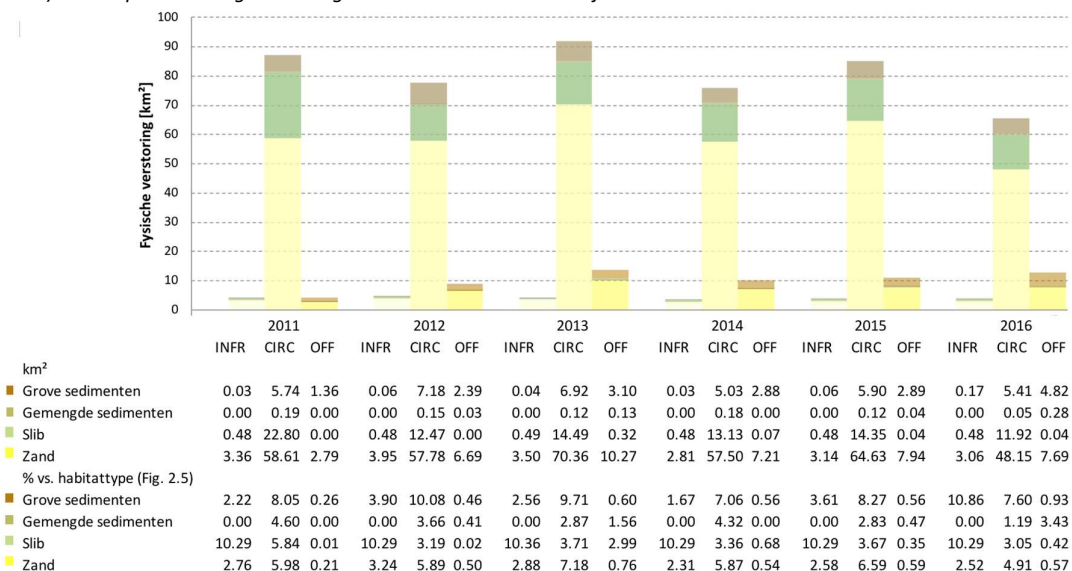
Een evaluatie van fysische verstoring per grootschalig habitattype toont dat baggerwerken en het lossen van gebaggerd materiaal vooral samenvalt met de circalittorale slib- en zandhabitats; mariene aggregaatextractie met de circalittorale tot zeewaartse zandige en grofkorrelige habitats. De oorlogsmunitiestortplaats 'Paardenmarkt' valt vooral samen met infralittorale slibhabitats. Het voorkomen van de zeewaarts gelegen gemengde sedimenten en slibhabitats worden fragmentarisch verstoord door mariene aggregaatextractie (merkbaar in 2013, 2014 en 2016, Tabel 2.7).

Tabel 2.6. Fysische verstoring per menselijke activiteit per jaar in km<sup>2</sup> en % t.o.v. BDNZ.

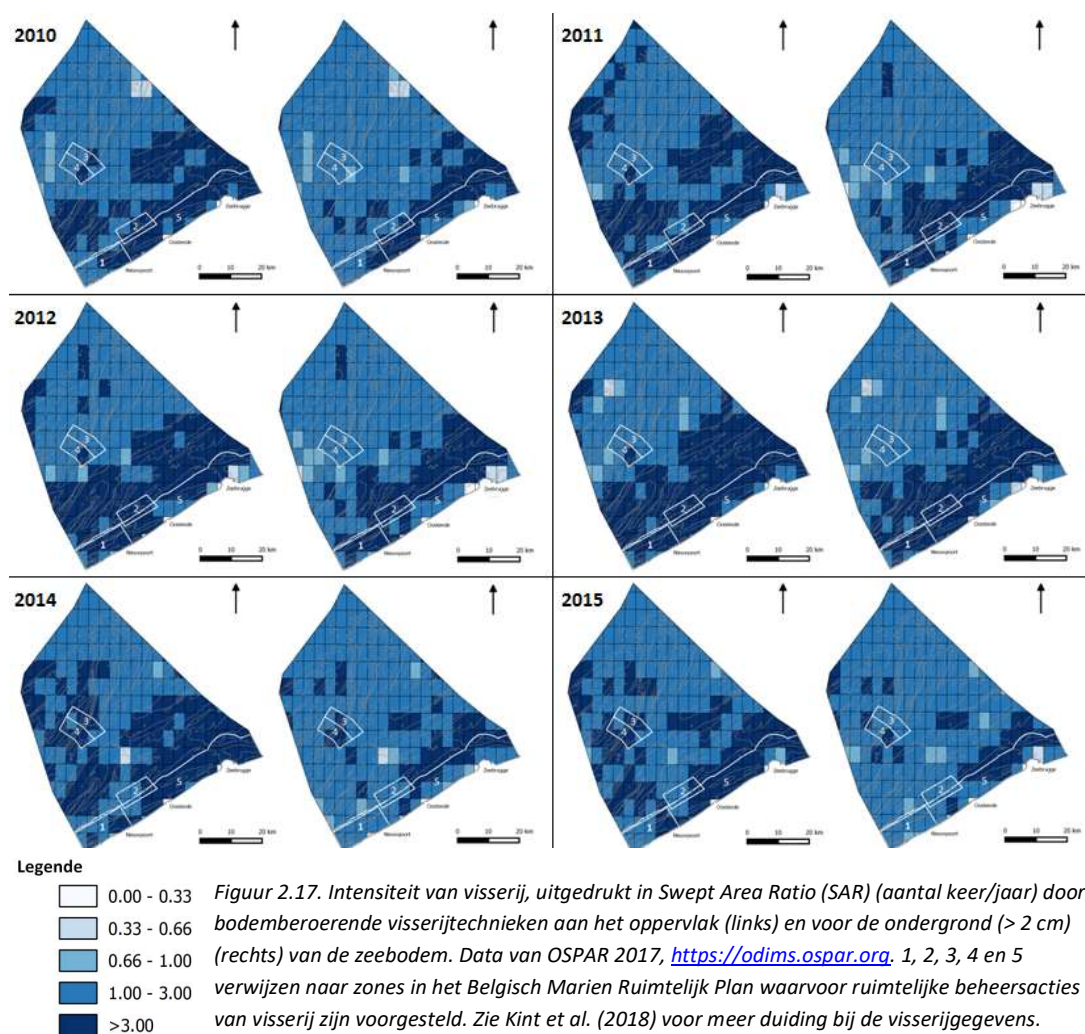




Tabel 2.7. Extra jaarlijks fysieke verstoring per grootschalig habitattypen per jaar in km<sup>2</sup> en in % in het BDNZ (2011-2016) bovenop de alomtegenwoordige bodemverstorende visserij.



Figuur 2.16. Fysieke verstoring (cumulatief) in het BDNZ voor de periode 2011-2016 (op schaal). Bodemberoerende visserij is alomtegenwoordig.



*Figuur 2.17. Intensiteit van visserij, uitgedrukt in Swept Area Ratio (SAR) (aantal keer/jaar) door bodemberoerende visserijtechnieken aan het oppervlak (links) en voor de ondergrond (> 2 cm) (rechts) van de zeebodem. Data van OSPAR 2017, <https://odims.ospar.org>. 1, 2, 3, 4 en 5 verwijzen naar zones in het Belgisch Marien Ruimtelijk Plan waarvoor ruimtelijke beheersacties van visserij zijn voorgesteld. Zie Kint et al. (2018) voor meer duiding bij de visserijgegevens.*

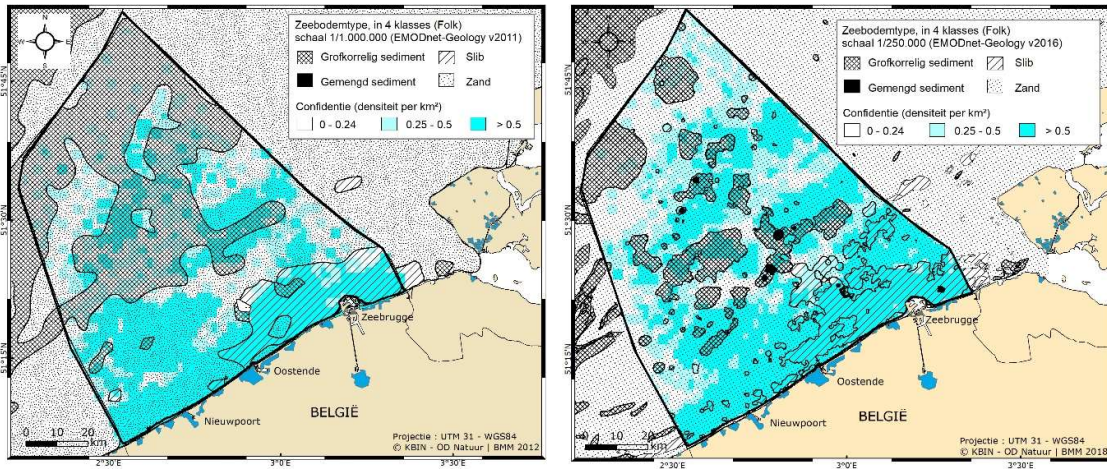
(2) Kartering en opvolging van de ruimtelijke beheersacties die tot doel hebben om de drukken gerelateerd aan visserij te verminderen.

In deze 1<sup>ste</sup> cyclus van de KRMS, heeft België in haar Marien Ruimtelijk Plan (KB van 20/03/2014, Art.6.§1) enkele zones voorgesteld met ruimtelijke beheersacties voor visserij. Er is een zone 3 waar een exclusie van bodemberoerende visserij wordt vooropgesteld; zone 1 waar bepaalde voorwaarden voor bodemberoerende visserij moeten worden toegepast; en zones 2 en zone 4 die enkel nog als testgebied voor nieuwe, alternatieve visserijtechnieken beschikbaar zullen zijn.

(3) Kartering en opvolging van het voorkomen van grootschalige benthische habitats in het BDNZ.

*Herziening initiële beoordeling*

De vernieuwde kartering van slibvoorkomens, zand en grofkorrelig sediment, nu op schaal 1/250.000 en op basis van meer staalnames, leidde vooral tot een verfijning in de distributie van de grofkorrelige sedimenten. De kartering resulteerde ook in meer kleinere slibgebieden in de kustnabije zone, maar ook in een meer zeewaartse uitbreiding van slibvoorkomens (Figuur 2.18).

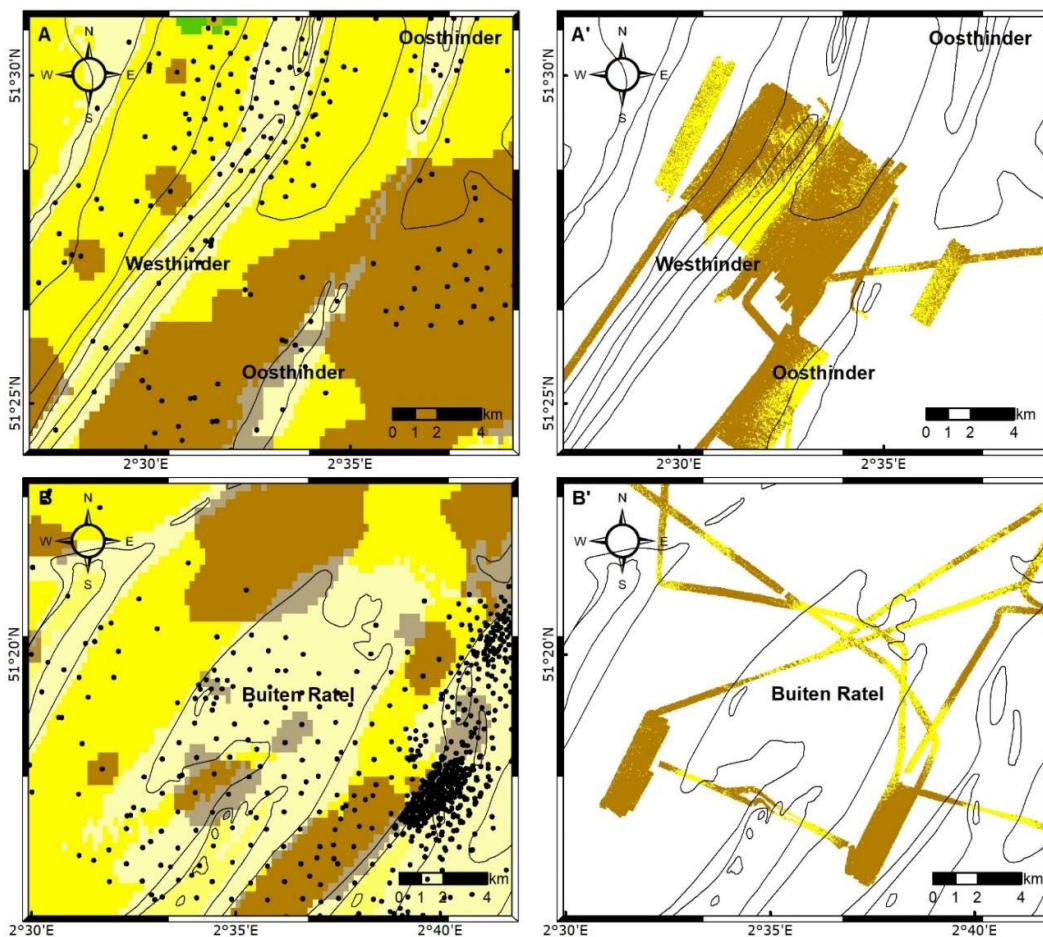


*Figuur 2.18. Voorkomen en distributie van de grootschalige sedimenttypes slib, zand en grofkorrelige sedimenten in 2012 (Stevenson et al., 2012) en 2016 (European Commission, 2012b) (Folkclassificatie), alsook een maat van confidentie op basis van puntdensiteit per km<sup>2</sup>.*

*Opvolging sedimentveranderingen met multibeamtechnologie*

Op basis van verschillen in multibeamterugverstrooiingswaarden kon het voorkomen van de sedimentklassen slib, zand en grofkorrelig sediment, zoals gekarteerd in de initiële beoordeling, ook akoestisch worden opgevolgd. Figuur 2.19 toont voorbeelden van hoe met multibeam de zeebodem kan worden geclassificeerd in sedimenttypes, alsook hoe dit zich verhoudt ten opzichte van kaartproducten bekomen door interpolatie van puntwaarnemingen. De vergelijking van het volledig geclassificeerde datagrid met de resultaten van de initiële beoordeling op schaal van het BDNZ toont momenteel echter nog grote verschillen en vergt verder onderzoek (zie 2.4.8). De uitdaging blijft om veranderingen te kunnen duiden binnen een context van natuurlijke en menselijk gestuurde invloeden.



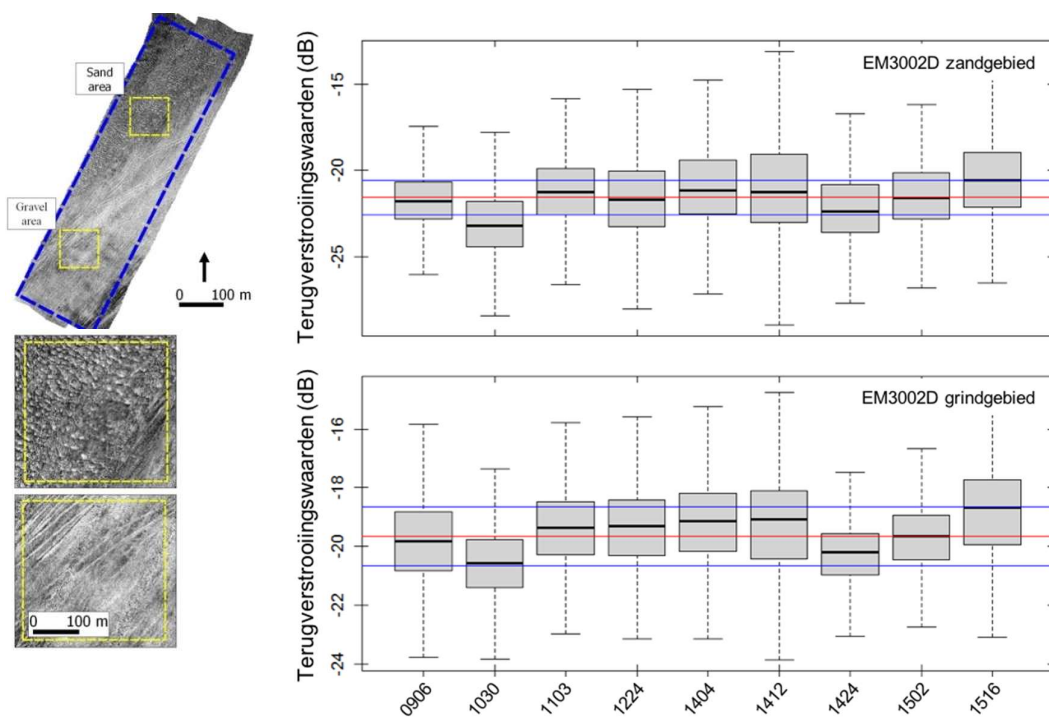


Figuur 2.19. Ruimtelijke verspreiding van zandige sedimenten (geel) en grofkorrelige sedimenten (bruin) in twee zandbankgebieden (A: Hinder Banken; B: Vlaamse Banken, Buiten Ratel) op basis van een interpolatie van puntstaalnames (links) en een classificatie afgeleid van multibeamopnames (rechts).

(4) Trendkartering van de evolutie van substraattypen in grindbedden in twee testzones.

*Vlaamse Banken testzone ('KWGS')*

De testzone in de geul tussen de Kwinte Bank en Buiten Ratel (zie 2.4.3) wordt gekenmerkt door zandig grind met in het noorden meer zand, en in het zuiden meer grind (Figuur 2.20). De absolute decibelwaarden van de multibeamterugverstrooiingswaarden over de negen opnames (2009-2015) met RV Belgica (EM3002D) toonden schommelingen binnen de instrumentafhankelijke  $\pm 1$  dB variatie (Hammerstad, 2000) (Figuur 2.20). Geen duidelijke trend kon worden waargenomen.

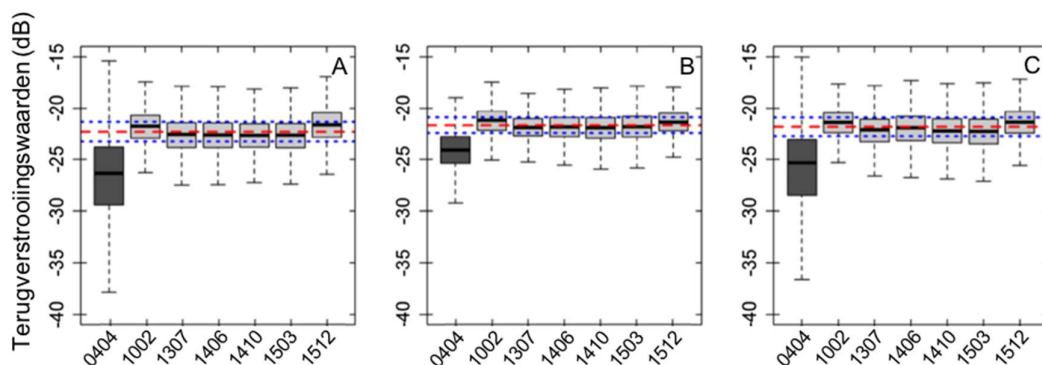


Figuur 2.20. Variatie in de terugverstrooiingswaarden (dB) (gemiddeld over een typisch zand- en grindgebied) in de periode 2009 tot 2015 (x-axis: jmm), in een grindrijk gebied in de Vlaamse Banken (Figuur 2.13 voor locatie). Rode en blauwe lijnen geven respectievelijk een gewogen gemiddelde en  $\pm 1 \sigma$  fout op de metingen. Data van RV Belgica EM3002D multibeam echosounder.

De KWGS zone heeft doorheen de tijd éénzelfde diepteverloop (Roche et al., 2018), waardoor de geringe verschillen in multibeamterugverstrooiingswaarden (dB) als stabiel worden beschouwd en dit gebied als referentie werd gekozen voor de kalibratie van multibeamdata (zie 2.4.7).

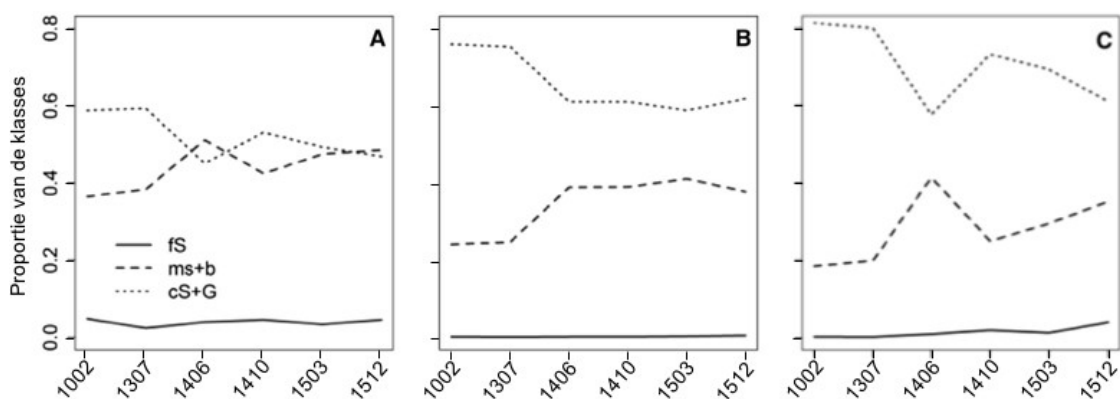
#### Hinder Banken testzone

Grindbedden komen voor in de troggen van de hoge, steile duinen aan de westrand van de Oosthinder zandbank (Figuur 2.14). De analyse van de evolutie in de absolute decibelwaarden (dB) van de multibeamterugverstrooiingswaarden in drie duintroggen (A, B, C) toonde een variatie van  $\pm 1$  dB, dus binnen de instrumentafhankelijke foutenmarge (Hammerstad, 2000) (Figuur 2.21) (Montereale-Gavazzi et al., 2017).

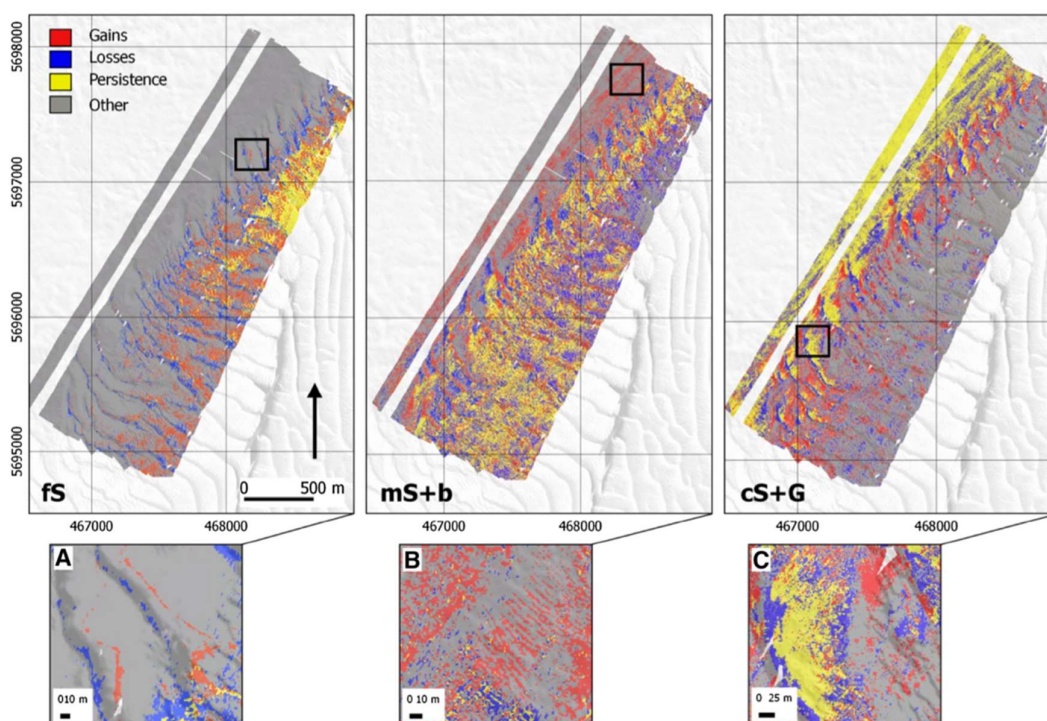


Figuur 2.21. Variatie in de terugverstrooiingswaarden (dB) (gemiddeld per deelgebied, Figuur 2.14) in de periode 2004 tot 2015 (x-axis: jjmm), in enkele grindbedden in de Hinder Banken (RV Belgica EM3002D). Rode en blauwe gestipte lijnen geven respectievelijk een gewogen gemiddelde en  $\pm 1 \sigma$  fout op de metingen. Het grote verschil in waarden tussen 0404 en de andere tijdstipmomenten is het verschil in multibeamecho-sounder (Monteale-Gavazzi et al., 2017).

Visuele observaties en staalnames toonden echter een zandaanrijking, evenals een bijmenging van fijnkorrelig materiaal (Van Lancker et al., 2016) waardoor een bijkomende analyse over een ruimer gebied werd uitgevoerd. Bij deze analyse werd elke tijdsreeks eerst geclassificeerd naar het voorkomen van fijn zand, gemiddeld zand met schelpenmateriaal, en grof zand met grind, en werd daaropvolgend de grind/zand verhouding gekarteerd (Figuur 2.22). Voor de periode 2010-2015 werd hierbij een afname gedetecteerd van het grindvoorkomen in juni 2014, gevolgd door herstel en terug een lichte afname. Vervolgens werd het aandeel winst, verlies en nettoveranderingen van de zeebodemklassen ruimtelijk gekwantificeerd (Figuur 2.23). De ruimtelijke patronen doen vermoeden dat de verschillen vooral te wijten zijn aan sedimentdynamische veranderingen. Zie Monteale-Gavazzi et al. (2017) voor gedetailleerde resultaten.



Figuur 2.22. Karting van de onderlinge verhouding van de sedimentklassen fijn zand (fs), middelgroot zand met schelpenmateriaal (ms+b), en grof zand en grind (cS+G) in de periode 2010 tot 2015 (x-axis: jjmm), in enkele grindbedden in de Hinder Banken (per deelgebied, zie Figuur 2.14) (RV Belgica EM3002D). Merk op dat de toename/afname van grof zand en grind vooral gepaard gaat met een verandering in het voorkomen van gemiddeld zand met bioklastisch materiaal (Monteale-Gavazzi et al., 2017).



*Figuur 2.23. Veranderingen (2010 versus 2014) in het ruimtelijk voorkomen van zeebodemklassen in enkele grindbedden in de Hinder Banken (fs: fijn zand; mS+b: middelgrof zand met schelpenmateriaal; cS+G: grof zand en grind) in termen van winst, verlies en behoud in ruimtelijk voorkomen (Monterea-Gavazzi et al., 2017).*

## 2.4.6. Conclusies

(1) Kartering in ruimte en tijd (2011-2016) van alle drukken ten gevolge van menselijke activiteiten.

Het ruimtelijk bereik van fysisch verlies in het BDNZ is beperkt. Het grootste verlies van het oorspronkelijk habitattype is vooral gerelateerd aan beschermende steenstortingen over de gaspijpleidingen. Het aandeel van windmolens, energie- en telecommunicatiekabels, wrakken, meetpalen en radarstations in het BDNZ is beperkt in ruimtegebruik. Gezien haveninfrastructuur zich landwaarts van de 2012 basislijn bevindt, heeft deze geen invloed op de cijfers.

Fysische verstoring is moeilijker in te schatten en is momenteel beperkt tot de effectieve locaties van de menselijke activiteiten, vermeerderd met een theoretische buffer. Visserij is alomtegenwoordig. OSPAR gegevens voor de periode 2011-2015 toonden voor het gehele BDNZ belangrijke ruimtelijke verschillen in visserij-intensiteit, weliswaar met de grootste intensiteiten in de kust nabije zone waar infralittorale en circalittorale slibvoorkomens en zand domineren. In deze gebieden dragen baggeren en lossen van gebaggerd materiaal bij tot de fysische verstoring. Mariene aggregaatextractie verstoort vooral de zeewaarts gelegen zanden en grofkorrelige sedimenten. Er zijn geen belangrijke toe- of afnames over de periode 2011-2016.

- (2) Kartering en opvolging van de ruimtelijke beheersacties die tot doel hebben om de drukken gerelateerd aan visserij te verminderen.

Ruimtelijke beheersacties zijn voorgesteld in het KRMS maatregelenprogramma.

- (3) Kartering van het voorkomen van grootschalige benthische habitats in het BDNZ.

De initiële beoordeling van het voorkomen van grootschalige benthische habitats in het BDNZ werd herzien op basis van een vernieuwde database, en een hogere resolutie kartering op schaal van 1:250.000. De hieraan gerelateerde sedimenttypes konden ook akoestisch worden gekarteerd en de methodiek laat toe om veranderingsprocessen (i.e., abrasie, verzanding) te duiden. Onderzoek is nog in ontwikkeling voor een ontplooiing op een meer regionale schaal. Bovendien zullen pas in volgende KRMS cycli gelijkaardige akoestische datasets worden bekomen die met de huidige datasets kunnen worden vergeleken.

- (4) Trendkartering van de evolutie van substraatype in grindbedden in twee testzones.

De zeebodemevolutie in de natuurlijke grindbedden bleef veelal binnen het bereik van de foutenveloppe eigen aan de metingen en methodologieën. Om beter te kunnen ingrijpen op kleine, maar vaak significante veranderingen (bijvoorbeeld verzanding en verslibbing), zijn meer nauwkeurige metingen nodig (centimeteraccuraatheid). Combinatie met staalnames en visuele observaties is cruciaal om de veranderingen te duiden.

#### **2.4.7. Kwaliteitsaspecten**

- (1) Kartering in ruimte en tijd (2011-2016) van alle drukken ten gevolge van menselijke activiteiten.

##### *Kwaliteit van de dataset*

Alle data werden voorzien van de best beschikbare metadata (e.g., identificatie, geografische posities, datum of periode, dimensies, dataholder), alsook werd een betrouwbaarheidslabel toegevoegd om de kwaliteit van de bron van de gegevens of coördinaten aan te geven (e.g., coördinaten van pijpleidingen zijn slechts indicatief beschikbaar). Het was niet altijd mogelijk tijdsgegevens van menselijke activiteiten te verkrijgen. Dit was vooral problematisch bij oude telecommunicatiekabels van de 20<sup>e</sup> eeuw, maar dit heeft geen invloed op de huidige KRMS evaluatie.

##### *Hiaten en onzekerheid in kennis en methodes*

Er is geen éénduidige definitie van wat onder fysisch verlies of fysische verstoring valt. Fysisch verlies kan bijvoorbeeld ook resulteren uit een langdurige (twee KRMS evaluatiecycli) verstoring van de zeebodem. De database en methodologische benadering laten echter toe om het label verlies of verstoring aan te passen met voortschrijdend inzicht. Het ruimtelijk bereik van fysische verstoring is nu beperkt tot de locatie van de activiteit zelf, vermeerderd met een buffer. In sommige gevallen is deze gebaseerd op berekeningen, in andere gevallen op een schatting. Dit werd onderbouwd op basis van literatuurgegevens (Kint et al., 2018).

In deze evaluatie van de drukken zijn de data vooral gebruikt in termen van voorkomen of niet-voorkomen van de activiteit, zonder rekening te houden met intensiteit. Voor de visserijgegevens waren enkel intensiteitsdatagrids beschikbaar (OSPAR). Voor de assumpties die hierbij werden gemaakt wordt verwezen naar



de OSPAR website (<https://odims.ospar.org>).

#### *Aanbevelingen*

Een uniform en goed gestructureerd dataprotocol is nodig voor iedere menselijke activiteit die fysische verstoring en/of verlies teweegbrengt in het mariene milieu. Zo is er vaak een gebrek aan informatie omtrent de gebruikte materialen (e.g., type, soort, dimensies) en omtrent de effectieve begindatum van de verstoring.

Bepaling van de impactbuffers, verder dan de locatie van de activiteit zelf (ver-veld effecten), wordt idealiter op regionale schaal afgestemd. Dit dient onderbouwd te worden met wetenschappelijk onderzoek, gebruikmakende van metingen van verschillende ecosysteemcomponenten en numerieke modellen die het hydrodynamisch en golfklimaat, en de aard van de zeebodem verrekenen in de effectenstudies.

In volgende KRMS cycli dienen idealiter de evaluaties ook rekening te houden met de intensiteiten van de activiteiten, alsook cumulatieve effecten. Voor een voorbeeld van hoe intensiteiten verder kunnen gebruikt worden om fysische schade te evalueren wordt verwezen naar de OSPAR intermediare evaluatie 2017, ruimtelijke extensie van fysische schade aan predominante en speciale habitats (OSPAR indicator BH3).

(2) Kartering en opvolging van de ruimtelijke beheersacties die tot doel hebben om de drukken gerelateerd aan visserij te verminderen. Nog niet van toepassing

(3) Kartering van het voorkomen van grootschalige benthische habitats in het BDNZ.

#### *Kwaliteit van de dataset*

Diepteregistraties met behulp van multibeamtechnologie zijn gekoppeld aan precisiepositionering, waardoor deze accuraat zijn in plaats en ruimte. RV Belgica's EM3002D multibeam echosounder voldoet aan de 'IHO S44 Special Order' kwaliteitscriteria. Onder deze IHO standaard is de totale verticale onzekerheid van de dieptemetingen  $\pm 0.26$  m en  $\pm 0.34$  m in 10 m en 30 m waterdiepte, respectievelijk (binnen een confidentie-interval van  $\pm 95\%$ ).

Er bestaan nog geen kwaliteitscriteria voor multibeamterugverstrooiingswaarden wat betekent dat datasets van verschillende schepen en/of verschillende campagnes niet in het origineel formaat kunnen samengebracht worden. Daarom werd per dataset een zeebodemclassificatie uitgevoerd en werden nadien de classificaties gecombineerd tot één thematisch datagrid. De accuraatheid van de classificaties werd geëvalueerd door kruisvalidatie tussen de voorspelde thematische kaarten en de bemonsteringen en visuele observaties (naar Foody, 2002). Een globale accuraatheid en geassocieerde betrouwbaarheidsintervallen werden berekend.

De staalnames werden visueel beschreven gebruikmakende van een protocol. Deelmonsters werden geanalyseerd met een laserdiffractometer (Malvern Mastersizer 3000). De fractie boven 3 mm (i.e. grind en schelpenmateriaal) werd visueel in klassen onderverdeeld. Uiteindelijk werden de data gecombineerd naar de drie grote sedimentklassen: slib, zand, en grove sedimenten.

#### *Hiaten en onzekerheid in kennis en methodes*

Het voorkomen van de grootschalige benthische habitats werd in de huidige opvolging uitgevoerd met multibeamtechnologie wat toelaat zeebodembedekkend en in detail te karteren. Resultaten werden vergeleken met de sedimentklassekaarten van de herziene initiële beoordeling, geproduceerd op basis van interpolaties van beschikbare bemonsteringen in de periode 1900-2016. Interpolatie is gebaseerd op de ruimtelijke structuur van de punten en hun verbanden, en het gekozen interpolatie-algoritme. De schaal van de kartering (1:250.000) laat niet toe lokale complexiteit en variatie te kwantificeren. Bijkomend zijn puntwaarnemingen representatief voor de bovenste 10 cm van de zeebodem, terwijl multibeam veelal de toplaag karteert. Vergelijking met de multibeamdataset (10 m resolutie) is dus inherent verschillend, en een gelijkaardige analyse is pas mogelijk wanneer multibeammetingen in de tijd kunnen vergeleken worden (i.e., bij volgende KRMS evaluatiecycli).

Anderzijds is ook gebleken dat de accuraatheid van de multibeamclassificaties in vergelijking met de staalnames en observaties ook beperkingen kent (globale accuraatheid van 0.61/1). Hierbij dient beklemtoont dat classificatie naar het voorkomen van slib, zand en grofkorrelig sediment heel generaliserend is en misclassificaties kunnen ontstaan bij het clusteren van gelijkaardig reflecterende pixels. Dit omwille van andere variabelen dan korrelgrootte die de reflectiviteit van het akoestische signaal beïnvloeden zoals aard en ruwheid van het sediment (bv. schelpen versus grind), porositeit, compactheid van de zeebodem. Ook kunnen verhoogde concentraties van gesuspendeerd materiaal in de waterkolom een invloed hebben op de terugverstrooiingswaarden nabij de bodem. De invloed van al deze variaties is momenteel in onderzoek. Tot slot is er ook de natuurlijke dynamiek van een systeem wat impliceert dat de oppervlaktelaag aan veranderingen onderhevig is.

#### *Aanbevelingen*

Verbeterde classificatiealgoritmes dienen ontwikkeld waarbij extra parameters ter verfijning van de classificaties worden meegenomen. Ook is nog verder onderzoek nodig naar de optimale resolutie van de classificatie en de bemonsteringen (strategie en aantal stalen).

Het dient beklemtoond dat de monitoringsbenadering in deze KRMS fase beperkt is in aantal observaties en staalnames. Voor een schaalvergroting zijn samenwerkingen nodig tussen verschillende karteringsinitiatieven. Om dataproducten van meerdere partijen te kunnen samenbrengen, is overleg opgestart om acquisitie- en verwerkingsparameters onderling af te stemmen. Mogelijkheden worden onderzocht om dit verder te valoriseren in een structureel (inter)nationaal karteringsprogramma.

Om de oorzaken van veranderingen te verklaren is een multi-criteria beoordeling nodig. Hierbij is het belangrijk om, per gridcel, over een kennisbasis te beschikken die eerder probabiliteiten van het voorkomen van de sedimentklassen geeft, alsook de verschillende databronnen die de verschillen in de oppervlakesedimentkenmerken kunnen verklaren (i.e., geologie, sedimentdynamiek, sedimentprocessen). Bijkomend is het ook belangrijk onzekerheden te kwantificeren die te maken hebben met de staalname-, en analysetechnieken (i.e., Van Veen versus Hamon grab bemonsteringen in grindgebieden; zevingen versus laseranalyses; interpolatiefouten; metadatagegevens). Een kennisdatabank die dergelijke vraagstukken helpt te onderbouwen is in ontwikkeling (Van Lancker et al., 2017).

(4) Trendkartering van de evolutie van substraattypen in grindbedden in twee testzones.

Voor de kwaliteit van de multibeam diepte- en terugverstrooiingswaarden wordt naar punt (3) verwezen, en naar Montereale-Gavazzi et al. (2017) voor een uitgebreide discussie. Voor de tijdsreeksanalyse (2004-2015) van multibeamterugverstrooiingswaarden werden de waarden vergeleken met datasets van een 'stabiel' gebied waarvan de variatie gekend is (Roche et al., 2018), en werd, althans voor de RV Belgica datasets, een relatieve kalibratie uitgevoerd. Datasets van RV Simon Stevin toonden een te grote variatie om in de tijdsreeksanalyse mee te nemen. Data van een ouder multibeamstelsel van RV Belgica (Kongsberg EM1002S, 100 kHz) waren niet vergelijkbaar met de recente Kongsberg EM3002D data, en in dieptes van 30 m hebben de dieptewaarden van dit echolood slechts een nauwkeurigheid van  $\pm 0.63$  m binnen een confidentie-interval van  $\pm 95\%$ . Voor de terugverstrooiingswaarden wordt een  $\pm 1$  dB variatie beschouwd als instrumentafhankelijke foutenmarge (Hammerstad, 2000). De geclassificeerde datasets werden onderworpen aan dezelfde accuraatheidsberekeningen als hierboven beschreven.

#### *Hiaten en onzekerheid in kennis en methodes*

Ondanks de hoge nauwkeurigheid van de multibeammetingen blijft een foutenmarge, van bijvoorbeeld  $\pm 0.30$  m, op de metingen te hoog om kleinschalige, maar potentieel significante veranderingen wetenschappelijk te kunnen onderbouwen. Met de huidige technologie blijft het dan ook heel moeilijk om bijvoorbeeld een verzandingsproces op basis van akoestische metingen te kwantificeren.

Lange tijdsreeksen combineren onvermijdelijk datasets van verschillende echosounders en mogelijks van verschillende schepen. Dataverwerkingsbenaderingen zijn in ontwikkeling om dit maximaal op te vangen bij de langetermijnsopvolging van de evolutie van de terugverstrooiingswaarden.

#### *Aanbevelingen*

Centimeter-nauwkeurige dieptemetingen zijn nodig om veranderingen in de zeebodem met statistische significantie te kunnen detecteren. Staalnames en vooral visuele observaties, complementair aan multibeammetingen, zijn cruciaal om het akoestisch signaal te valideren. Tijd- en kostenefficiënte benaderingen dienen verder te worden uitgewerkt.

In een tijdsreeksanalyse is kwaliteitscontrole en relatieve kalibratie van multibeamterugverstrooiingswaarden belangrijk. Hierbij is het aangewezen te investeren in referentiegebieden met gekende variaties die toegankelijk zijn voor verschillende schepen. De KWGS zone is een dergelijk gebied (Roche et al., 2018) en zal dan ook regelmatig worden opgemeten om natuurlijke schommelingen vast te stellen. Dit laat toe om diepte- en dB variatie van andere gebieden te evalueren.

De uiteindelijke koppeling van gedetecteerde veranderingen aan natuurlijke versus antropogene oorzaken vereist een multidisciplinaire benadering met aandacht voor de processen die de veranderingen sturen.

### **2.4.8. Data en analyse**

(1) Kartering in ruimte en tijd (2011-2016) van alle drukken ten gevolge van menselijke activiteiten.

Nagenoeg alle data werden rechtstreeks verkregen van de bevoegde instanties, of via hun dataportaal. Visserij-intensiteitsdata werden via het OSPAR dataportaal bekomen (<https://odims.ospar.org>).

Vervolgens werden alle coördinaatgegevens omgezet naar WGS84 (UTM31). In een geografisch informatiesysteem werden alle datapunten, -lijnen en -polygonen omgezet naar nieuwe polygoon-data op basis van ofwel exacte dimensies (fysische verlies) ofwel verantwoorde buffers (fysische verstoring). Fysisch verlies en fysische verstoring door menselijke activiteiten werden afzonderlijk geanalyseerd. Overlappende polygonen werden samengebracht om dubbele verrekening van ruimtegebruik te vermijden. Ter bepaling van exacte dimensies en buffers werd zoveel mogelijk informatie uit de brongegevens gehaald. Bijkomend werd literatuur geraadpleegd, of werden inschattingen gemaakt (Kint et al., 2018). Data zijn beschikbaar als GIS bestanden en datatabellen.

(2) Kartering en opvolging van de ruimtelijke beheersacties die tot doel hebben om de drukken gerelateerd aan visserij te verminderen. Nog niet van toepassing.

(3) Kartering en opvolging van het voorkomen van grootschalige benthische habitats in het BDNZ.

Voor de herziening van de sedimentklassekaarten in de initiële beoordeling (Belgische Staat, 2012) werd een uitgebreidere dataset (aantal: 5672) met percentages slib (< 0.063 mm), zand (0.063 – 2 mm), en grind (> 2 mm), gecompileerd (SediCURVE@SEA, periode 1900-2016; opzet zie Van Lancker, 2009) en geclassificeerd naar vier Folk klassen. Deze benadering werd gekozen gezien dergelijke kartering kon uitgevoerd worden op schaal van de Europese mariene wateren wat resulteerde in transnationale geharmoniseerde producten (e.g., EMODnet-Geology, European Commission, 2016a,b). De grote sedimenttypes werden vervolgens gecombineerd met dieptezonatie en golfenergie om aldus het voorkomen van de grootschalige benthische habitats te karteren (*sensu* Commissiebeslissing 2017/848, 17/5/2017). Dit proces werd uitgevoerd binnen EMODnet Seabed Habitats (European Commission, 2016c).

Multibeamdata werden verwerkt met een gespecialiseerd programma (Fledermaus Geocoder FMGT v7.4.5.b). Voor zeebodemclassificatie werd een k-means clusteringsalgoritme (Hartigan & Wong, 1979) gebruikt. K-means clustering is een niet-gesuperviseerde, snelle en objectieve, herhaalbare classificatie die op een eenvoudige, iteratieve manier toelaat om omvangrijke datasets te clusteren. Uiteindelijk werden de data geaggregeerd tot één thematisch rasterbestand en werden alle thematische datasets statistisch gevalideerd ten opzichte van de bemonsteringen en visuele observaties. Voor de bepaling van sedimentveranderingen t.o.v. initiële beoordeling werden alle datasets op éénzelfde resolutie (i.e., 10 m) en grid gehergroepeerd en paarwijs geanalyseerd.

(4) Trendkartering van de evolutie van substraattypen in grindbedden in twee testzones.

Om een trendkartering over een langere periode te kunnen uitvoeren werden bestaande en nieuwe datasets gecombineerd: voor het KWGS gebied werden data van FOD Economie aangevuld met datasets van KBIN-OD Natuur; voor de Oosthinder zandbank waren de data afkomstig van KBIN-OD Natuur en Universiteit Gent (Figuur 2.14). De tijdsreeksen van multibeamterugverstrooiingswaarden werden onderworpen aan dezelfde procedures als hierboven beschreven. Hierbij werden ook dieptevariaties doorheen de tijdsreeks gekwantificeerd waarvoor de data verwerkt en getijdegecorrigeerd werden in het programma QPS QIMERA (v.1.2.4.429a). Veranderingen werden volgens twee benaderingen gekwantificeerd: analyse van niet geclassificeerde gemiddelde decibelwaarden binnen deelgebieden, en postclassificatie/ensemble benadering waarbij gebruik

gemaakt werd van geclassificeerde, thematische informatie. Zie Montereale-Gavazzi et al. (2017) voor een gedetailleerde beschrijving van de data-analyse.

Data en metadata van de analyses die leidden tot een beoordeling zijn ter beschikking in het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.4.9. Referenties

- Belgische Staat (2012). Initiële Beoordeling voor de Belgische mariene wateren. Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art 8 lid 1a & 1b. BMM, Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Brussel, België, 81 pp.
- European Commission (2016a). European Marine Observation Data Network (EMODnet) Thematic Lot n° 2 Geology ([www.emodnet-geology.eu](http://www.emodnet-geology.eu)). EMODnet Phase 2 – Final Report Reporting Period: 16/10/2013 – 14/10/2016. European Commission's Directorate- General for Maritime Affairs and Fisheries (DG MARE). Download: <https://webgate.ec.europa.eu/maritimeforum/en/node/3946>
- European Commission (2016b). European Marine Observation Data Network (EMODnet) Geology project Seabed substrate 1:250 000 – Europe. European Commission's Directorate- General for Maritime Affairs and Fisheries (DG MARE). Download: [www.emodnet-geology.eu](http://www.emodnet-geology.eu)
- European Commission (2016c). European Marine Observation Data Network (EMODnet) Seabed Habitats project. European Commission's Directorate- General for Maritime Affairs and Fisheries (DG MARE). Download: [www.emodnet-seabedhabitats.eu](http://www.emodnet-seabedhabitats.eu).
- Folk, R.L. (1954). The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary rock nomenclature. *Journal of Geology* 62 (4), 344-359.
- Foody, G.M. (2002). Status of land covers classification accuracy assessment. *Remote Sens Environ* 80, 185–201.
- Hammerstad E (2000) EM technical note: backscattering and seabed image reflectivity 1–5.
- Hartigan, J. A., & Wong, M. A. (1979). Algorithm AS 136: A k-means clustering algorithm. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)* 28(1), 100-108.
- Kint, L., Montereale Gavazzi, G. & Van Lancker, V., 2018. Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Beschrijvend element 6: Zeebodintegriteit. Ruimtelijke analyse fysisch verlies en fysische verstoring. Brussel, Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, 41 p.
- Long, D. (2006). Seabed sediment classification. MESH Project Document< [http://www. searchmesh. net/PDF/GMHM3\\_Detailed\\_explanation\\_of\\_seabed\\_sediment\\_classification](http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Detailed_explanation_of_seabed_sediment_classification).
- Montereale-Gavazzi, G., Roche, M., Lurton, X., Degrendele, K., Terseleer, N., & Van Lancker, V. (2017). Seafloor change detection using multibeam echosounder backscatter: case study on the Belgian part of the North Sea. *Marine Geophysical Research*, 1-19.
- OSPAR (2017). Intermediate Assessment. GIS Data layers on fishing intensity surface and subsurface (<https://odims.ospar.org>).
- Pontius, R.G. & Santacruz, A. (2015) diffeR: metrics of difference for comparing Pairs of maps. R package version 0.0–4. <https://CRAN.R-project.org/package=diffeR>. Accessed 10 Nov 2016
- Roche, M., Degrendele, K., Vrignaud, C., Loyer, S., Le Bas, T. Augustin, J.-M. and Lurton, X. (2018). Control of the

- repeatability of high frequency multibeam echosounder backscatter by using natural reference areas. Marine Geophysical Research. <https://doi.org/10.1007/s11001-018-9343-x>
- Stevenson, S., Kotilainen, A., Kaskela, A., Alanen, U., Asch, K., Schubert, C., van Heteren S., van de Ven, T., Thorsnes, T., Verbruggen, K., Robinson, A., Guinan, J., Glaves, H. & the Project Team (2012). EMODnet-Geology Project Maintenance Report. Preparatory Actions for a European Marine Observation and Data Network. Lot No 2 – Geological data. EC Contract No. MARE/2008/03
- Van Lancker, V. (2009). SediCURVE@SEA: a multiparameter sediment database, in support of environmental assessments at sea. In: Van Lancker, V. et al. QUantification of Erosion/Sedimentation patterns to Trace the natural versus anthropogenic sediment dynamics (QUEST4D). Final Report Phase 1. Science for Sustainable Development. Brussels: Belgian Science Policy 2009 – 63p + Annexes.
- Van Lancker, V., Baeye, M., Montereale-Gavazzi, G. & Van den Eynde, D. (2016). Monitoring of the impact of the extraction of marine aggregates, in casu sand, in the zone of the Hinder Banks. Period 1/1 – 31/12 2015 and Synthesis of results 2011-2015. Brussels, RBINS-OD Nature. Report <MOZ4-ZAGRI/I/VVL/2016/EN/SR01>, 84 pp. (+5 Annexes, 190 p).
- Van Lancker, V., F. Francken, K. Lars, N. Terseleer Lillo, D. Van den Eynde, L. De Mol, G. De Tré, R. De Mol, T. Missiaen, V. Hademenos, M. Bakker, F. Busschers, D. Maljers, J. Stafleu and S. Van Heteren (2017). Building a 4D Voxel-Based Decision Support System for a Sustainable Management of Marine Geological Resources, In: 'Oceanographic and Marine Cross-Domain Data Management for Sustainable Development, P. Diviacco, A. Leadbetter and H. Glaves (eds.), IGI Global. DOI: 10.4018/978-1-5225-0700-0

## 2.5. Hydrografische veranderingen (D7)

De ontwikkeling in de kust- en mariene zones kan in grote lijnen worden onderverdeeld in stads- en residentiële ontwikkelingen (woningen, ...), infrastructuurwerken (havens, windmolenparken, kunstmatige eilanden, ...), toerisme en tot slot de exploitatie van hulpbronnen (extractie van mariene aggregaten, ...). Wanneer ontwikkelingen in deze gebieden niet goed worden beheerd, kunnen ze de hydrografische toestand drastisch wijzigen, wat op zijn beurt een significante weerslag kan hebben op de kust- en mariene milieus. Permanente veranderingen aan de hydrografische eigenschappen zoals temperatuur, zoutgehalte, stromingen en golven als gevolg van menselijke activiteit kunnen aanzienlijke gevolgen hebben voor de getijden, het sediment- en zoetwatertransport en de impact van de stromingen en golven op de bodem. Dergelijke wijzigingen kunnen de mariene ecosystemen op grotere schaal beïnvloeden, met name voor het Belgische deel van de Noordzee, als ze de erosie- en sedimentatiegebieden verstoren.

Als onderdeel van deze evaluatie werden de milieudoelstellingen aangepast en volgen ze het nieuwe besluit van de Europese Commissie (2017/848/EU). Deze evaluatie moet niet direct leiden tot een oordeel over de goede milieutoestand, maar omvat de ruimtelijke omvang van de permanente veranderingen en de omvang van de verschillende benthische habitattypes, die nadelig worden beïnvloed door deze wijzigingen.

### 2.5.1. Permanente en significante wijzigingen van de hydrografische eigenschappen

Sébastien Legrand, Paloma de la Vallée, Michael Fettweis en Dries Van den Eynde

Windmolenparken zijn de enige infrastructuurprojecten die in de periode 2011-2016 werden uitgevoerd op het BDNZ. Er werd lang aangenomen dat buiten de erosiezone aan de voet van een windturbine, de aanwezigheid van windturbines geen significante permanente hydrografische wijzigingen met zich meebracht. Na waarneming van turbiditeitspluimen die zich over een aantal kilometers in het zog van windturbines uitstrekken, wijzen luchtobservaties, in situ waarnemingen en numerieke simulaties met hoge resolutie echter op zowel een afname van de snelheid van de bodemstromingen en de achtergrondspanning in het zog van de windturbine en tegelijkertijd een toename van turbulentie die, onder gunstige omstandigheden (bijv. vlakke zee tijdens springtij), de ontwikkeling van de troebele pluim naar het oppervlak mogelijk maakt. Aangezien deze effecten worden veroorzaakt door de interactie tussen getijstroom en windturbine-funderingen, roteren ze afhankelijk van het getij twee keer per dag rond windturbines; de meest opvallende effecten worden uitgelijnd met de hoofdrichting van de getijde-ellips. Bovendien suggereren recente studies dat funderingen van windturbines de golf-getransporteerde energie kunnen reflecteren en diffunderen, waardoor de golfhoogte stroomafwaarts van de windparken enigszins wordt verminderd en licht stroomopwaarts wordt verhoogd. Zonder dat oorzaak en gevolg formeel zijn vastgesteld, kan de interactie tussen de golven en windturbines zijn de waargenomen significante, lichte daling van de golfhoogte bij de boeien Bol Van Heist Wandelaar en Scheur-tussen Wielingen verklaren voor de periodes 2005-2010 en 2011-2016.

Een realistische schatting van het gebied dat aanzienlijk wordt beïnvloed door de veranderingen in de stromen en schuifspanning zou 0,066 km<sup>2</sup> per windturbine bedragen, voor een cumulatief gebied van 15,47 km<sup>2</sup> voor alle 233 windturbines die aan het einde van 2016 waren geïnstalleerd. Het monitoringsprogramma voor D7 zal in de volgende KRM-rapportagecyclus worden aangepast om een schatting te kunnen maken van de gebieden die aanzienlijk worden beïnvloed door de ontwikkeling van troebele pluim en veranderingen in golfpatronen.

#### 2.5.1.1. Inleiding

Het doel van deze evaluatie is om de permanente hydrografische wijzigingen te identificeren die door infrastructuurwerken worden veroorzaakt en die mogelijk de verspreiding van erosie- en sedimentatiegebieden in het BDNZ wijzigen. Tijdens de milieueffectbeoordelingsfase van grote infrastructuurprojecten zullen dergelijke veranderingen als significant worden beschouwd als aan ten minste één van de volgende criteria wordt voldaan:

- (i) Ze beantwoorden aan een fysiek verlies zoals gedefinieerd door descriptor 6.
- (ii) Ze veroorzaken een variatie van meer dan 10% in absolute waarde van de gemiddelde schuifspanning op de bodem ten opzichte van de referentiesituatie.
- (iii) Ze veroorzaken een variatie van meer dan 5% in absolute waarde van de duur van sedimentatie of erosie ten opzichte van de referentiesituatie.

De schuifspanning op de bodem die in criteria (ii) en (iii) wordt gebruikt, moet in principe berekend worden met inachtneming van de gezamenlijke effecten van stromingen en golven op de zeebodem. Voor infrastructuurwerken die aanzienlijke, permanente hydrografische veranderingen op kleine schaal veroorzaken, kunnen criteria (ii) en (iii) evenwel worden geëvalueerd op basis van numerieke simulaties uitgevoerd met een hydrodynamisch model, gevalideerd over een 14-daagse getijdencyclus van springtij en doodtij.

De bepaling van de grootte van de gebieden die significante, permanente hydrografische wijzigingen ondergaan, kan later worden aangepast na de bouw van de infrastructuur, bijvoorbeeld op basis van de resultaten van een wetenschappelijk monitoringsprogramma, indien dat wordt opgelegd door de milieuvergunning.

Deze evaluatie moet niet leiden tot een beoordeling van de goede hydrografische milieutoestand.

#### 2.5.1.2. Achtergrond

In de periode 2011-2016 die in deze rapportage werd bekeken, werden enkel nieuwe offshore projecten voor hernieuwbare energie uitgevoerd in het BDNZ. Van de 9 offshore projecten voor hernieuwbare energie in het BDNZ, zijn er drie operationeel: de windmolenparken C-Power, Belwind en Northwind. Die zijn samen goed voor 183 windturbines met een opwekkingscapaciteit van 712 MW. De 50 windturbines van windpark Nobelwind werden in 2016 geïnstalleerd, maar zijn nog niet in productie. Tot slot kregen nog 5 offshore windparken een milieuvergunning: Norther, Rentel, Seastar, Northwester II en Mermaid. Samen zijn deze negen projecten goed voor een opwekkingscapaciteit van 2,2 GW.

Gezien de relatief kleine omvang van de funderingen van windturbines, concludeerden de milieueffectstudies<sup>2</sup>

<sup>2</sup> bijvoorbeeld Rumes et al. (2015a) pag. 44 en 57 of Rumes et al. (2015b) pag. 31 en 38.



dat windparken waarschijnlijk geen significante (d.w.z. aanzienlijke) invloed zouden hebben op de stroming of op de schuifspanning op de bodem, behalve in de onmiddellijke nabijheid van de funderingen. Er werden daarom geen negatieve effecten op grote schaal op het mariene milieu in het algemeen en de benthische habitats in het bijzonder verwacht (Rumes et al., 2015a, 2015b). Om de milieueffecten van offshore windparken correct te kunnen beoordelen, werd evenwel een verplicht programma voor milieumonitoring opgelegd in het kader van de milieuvergunning. Op basis daarvan kunnen mitigerende maatregelen worden opgelegd tot zelfs de volledig stopzetting van activiteit in geval van ernstige schade aan het mariene ecosysteem. De belangrijkste conclusies van het monitoringprogramma voor de milieueffecten van offshore windparken in het BDNZ worden voorgesteld in Degraer et al. (2009, 2010, 2011, 2012, 2016, 2017).

#### 2.5.1.3. Geografisch gebied

BDNZ. De rapportering wordt in twee gebieden uitgevoerd:

- het BDNZ binnen de zone van één mijl vanaf de basislijn;
- het gehele BDNZ (inclusief het deel binnen de eerstelijnszone vanaf de basislijn).

#### 2.5.1.4. Methodologie

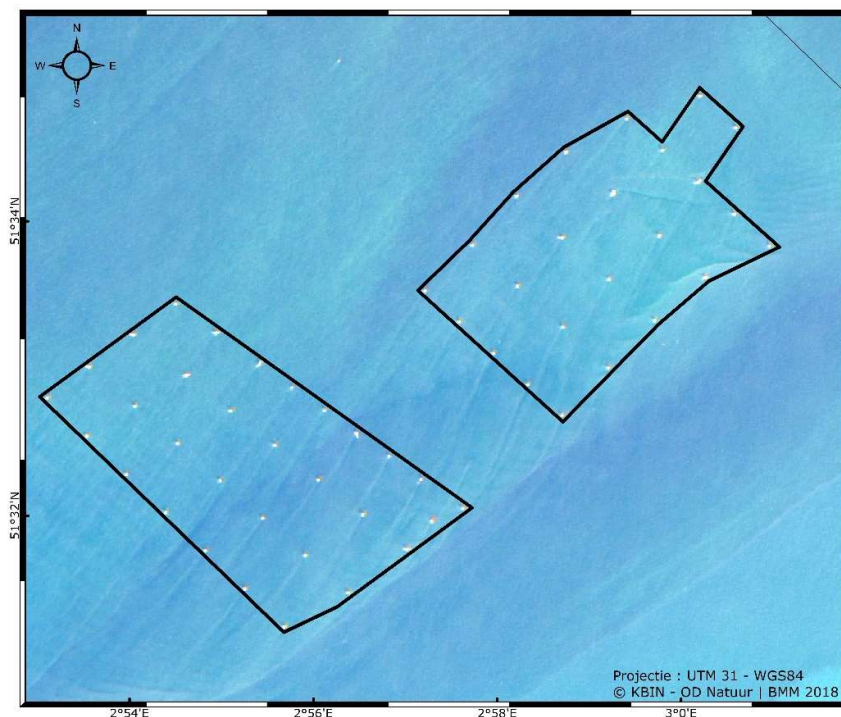
Bij de voorbereiding van de evaluatie werden de volgende instrumenten gebruikt:

- 1) Een kaart in ruimte en tijd (2011-2016) van de fysieke verliezen als gevolg van menselijke activiteiten. Deze werd opgesteld in het kader van de evaluatie van descriptor 6 (2.4.5). De ruimtelijk spreiding van de fysieke verliezen is gebaseerd op de werkelijke afmetingen van de activiteit waaraan een realistische bufferzone kon worden toegevoegd. In het geval van windturbines komt het fysieke verlies overeen met de fundering van elke windturbine en de aangrenzende erosiezone (grondinname met een straal van 5 tot 15 m naargelang het type fundering).
- 2) De resultaten van jaarlijkse inspecties van de erosiezones rond de funderingen van de windturbines, die werd uitgevoerd als onderdeel van de milieumonitoring van offshore windparken (bijv. Van den Eynde et al., 2011)
- 3) De resultaten van in situ metingen uitgevoerd met een "bottom lander" uitgerust met verschillende instrumenten (ADV, ADCP, OBS, LISST), uitgevoerd als onderdeel van de milieumonitoring van offshore windparken (Van den Eynde et al., 2011, Baeye et al., 2015)
- 4) De resultaten van de metingen van de substraatsamenstelling uitgevoerd in het kader van de monitoring van de aanwezige benthische gemeenschappen in offshore windparken (Reubens et al., 2016; Colson et al., 2017).
- 5) Satellietbeelden van de oceaankleur (e.g. Van Hellemont, 2014) en luchtfoto's genomen door het SURV-team van RBINS-OD Nature.
- 6) De resultaten van een numerieke modellering in hoge resolutie uitgevoerd met het COHERENS model in het gebied van het toekomstige windpark Mermaid. Dit gemodelleerde gebied omvat 5 windturbines. Het rekenrooster is genest in de de OPTOS-modellen die dagelijks worden gebruikt door het Mariene Voorspellings Centrum van het KBIN (e.g. Pison & Ozer, 2003; <http://www.marineforecasts.be/>) en dekt een zone van 4 km<sup>2</sup> met een resolutie van 12,5 m. Elke windturbine wordt bijgevolg voorgesteld door een droge

cel met een zijde van 12,5 m. De afstand tussen de palen bedraagt ongeveer 875 m. De resultaten van deze studie werden geanalyseerd volgens de methode beschreven in Legrand (2014).

#### 2.5.1.5. Resultaten en trends

- 1) De erosiezones rondom de funderingen van de windturbines zijn stabiel in de tijd (e.g. Van den Eynde et al., 2011).
- 2) De satellietbeelden in hoge resolutie (bijvoorbeeld Figuur 2.24), die vooral bij rustig weer konden worden opgemeten, suggereren dat smalle turbiditeitspluimen kunnen ontstaan in het kielzog van elke windturbine en andere meetmasten op zee (Vanhellemont and Ruddick, 2014). De aanwezigheid van deze pluimen werd bevestigd door luchtfoto's en in situ waarnemingen uitgevoerd in het BDNZ (Baeye and Fettweis, 2015) en elders in de wereld. In het BDNZ wervelen deze pluimen twee keer per dag rond de windturbine al naargelang het tij. Ze kunnen zich over meerdere kilometers uitstrekken en hun breedte varieert progressief van enkele meter tot een honderdtal meter in functie van de afstand tot de windturbine. Voorzover bekend, zijn er geen waarnemingen van turbiditeitspluimen gerapporteerd in ruwe zeeën.



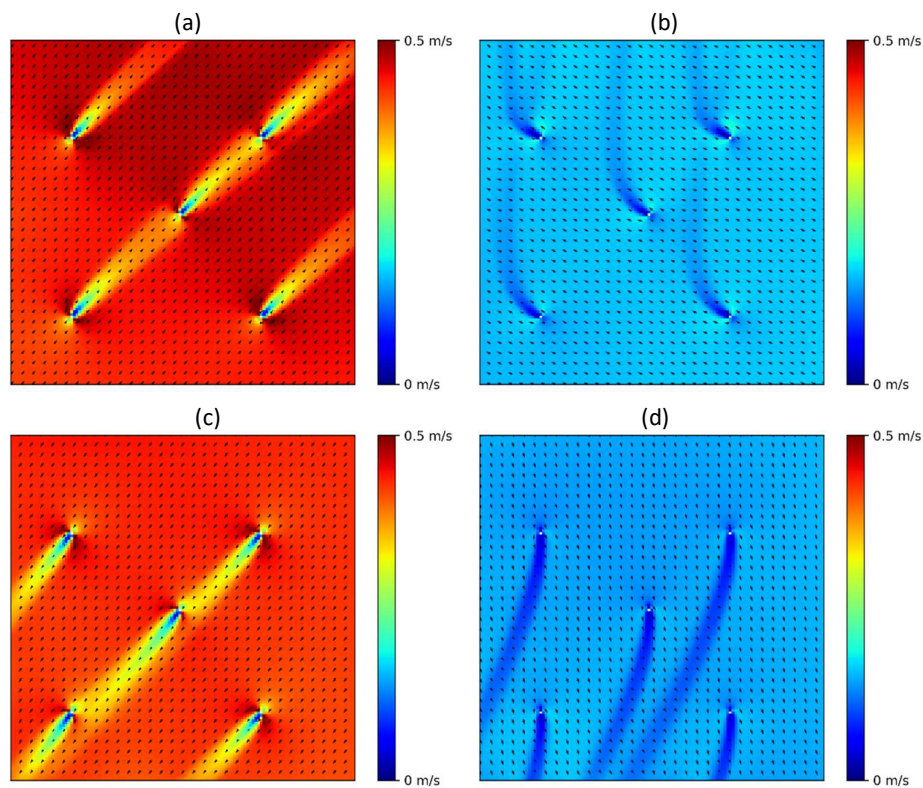
*Figuur 2.24. Turbiditeitspluimen die zich ontwikkelen in het zog van de windturbines van het C-POWER park, waargenomen door satelliet Landsat-8 op 7 juni 2015 ("pan-sharpened L8 images", resolutie 15 m per pixel).*

Er is nog geen wetenschappelijke consensus over de verklaring van de waargenomen turbiditeitspluimen. Om dit vraagstuk op te lossen, en ook om eventuele permanente veranderingen in de hydrografische

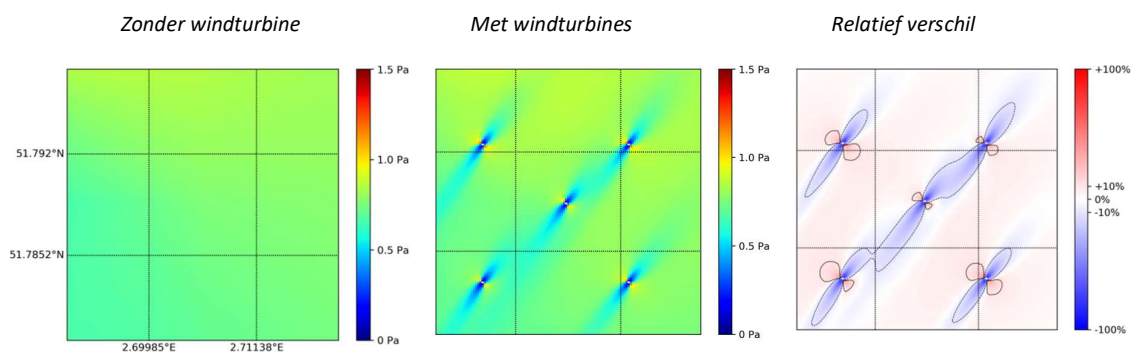
eigenschappen aan het licht te brengen, die niet waren voorzien in de milieueffectstudies, werd een numeriek onderzoek in hoge resolutie uitgevoerd met het COHERENS-model op een modelrooster dat is geïnspireerd op één van de vooropgestelde configuraties van het toekomstige windpark Mermaid. Het substraat van de Mermaid-zone bestaat voornamelijk uit matig grof zand (korrelgrootte  $\geq 300 \mu\text{m}$ ) dat opnieuw in suspensie kan worden gebracht zodra de schuifspanning op de bodem groter is dan 1,14 Pa (Soulsby en Whitehouse, 1997; Legrand, 2014). De belangrijkste conclusies van deze studie worden gepresenteerd in Figuur 2.25: Huidige momentopnamen onder verschillende tijden van het getij: (a) vloed, (b) getijdenwisseling, (c) getijde, (d) tijomkering. De aanwezigheid van windturbines creëert een spoor in de nasleep van windturbines. De impact op de stroming is het grootst wanneer de getijstromen het meest intens zijn, zowel bij stijgende als dalende getijden.

3) Figuur 2.30:

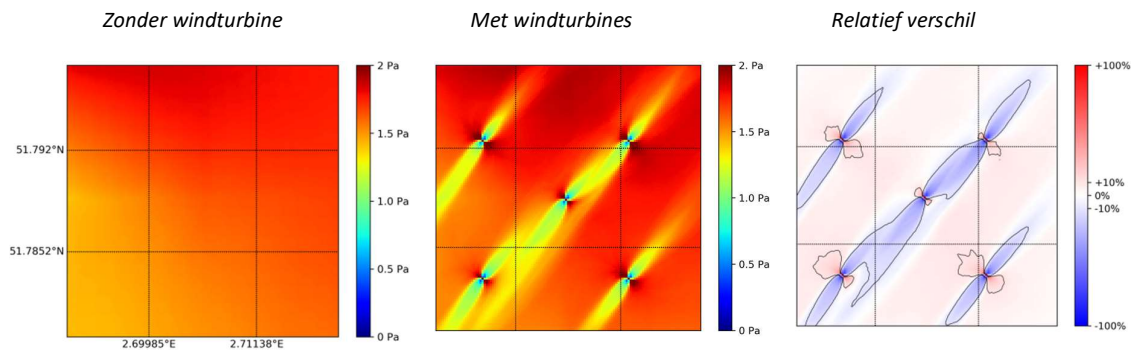
- a. Zelfs zonder windturbines volstaat de schuifspanning op de bodem om matig grof zand gedurende ongeveer 3 uur per getijcyclus opnieuw in suspensie te brengen (Figuur 2.28). De fijnere fracties van aanwezige sedimenten kunnen natuurlijk ook worden geresuspendeerd.
- b. **Volgens de indicator op basis van de schuifspanning aan de bodem (zie punt 2.5.1.1), verstoort elke windturbine de doorstroming aanzienlijk over een oppervlakte van ongeveer 0,066 km<sup>2</sup>.** Deze storingen zijn van diverse aard. Allereerst ontstaat er een erosiezone aan de voet van elke windturbine (Figuur 2.28). Deze zone wordt gekenmerkt door een verdubbeling van de schuifspanning op de bodem (Figuur 2.26). Vervolgens ontwikkelt zich in het kielzog van elke windturbine een weerstand die wordt gekenmerkt door lagere stroomsnelheden (Figuur 2.25). Afhankelijk van het getij kan het enkele honderden meters stroomafwaarts van de windturbine worden verlengd. De impact van de stromingsweerstand is het grootst wanneer de getijstromen het sterkst zijn, zowel bij vloed als bij eb. In dit zog is de schuifspanning lager (Figuur 2.26), hetgeen gemiddeld de sedimentatie zou bevorderen (Figuur 2.29). Tot slot kan men zien dat tussen deze stromingsweerstandsgebieden kanalen worden gevormd waarin de bodemspanning enigszins toeneemt, hetgeen gemiddeld de suspensie van de sedimenten zou bevorderen.



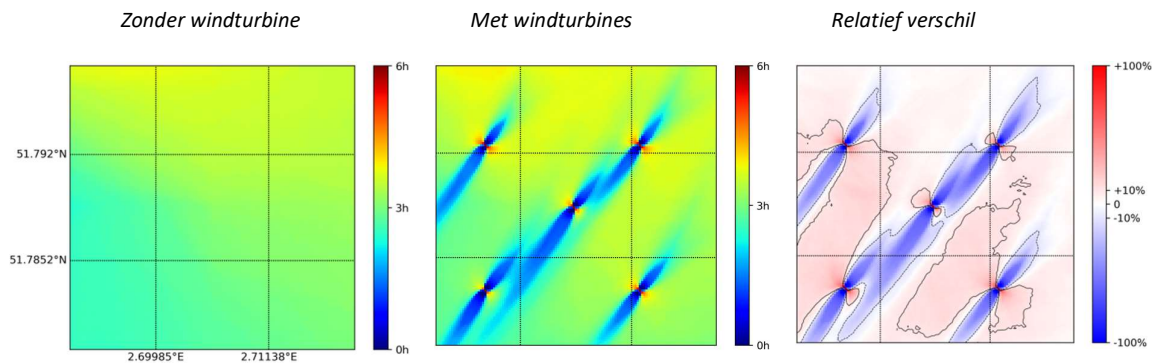
*Figuur 2.25. Momentopname van de bodemstroom bij verschillende getijden: (a) vloed, (b) getijdenomkering, (c) getijde, (d) tijdomkering. De aanwezigheid van windturbines creëert een spoor in de nasleep van windturbines. De huidige effecten zijn het grootst wanneer de getijstroomen het meest intens zijn, zowel bij stijgende als dalende getijden.*



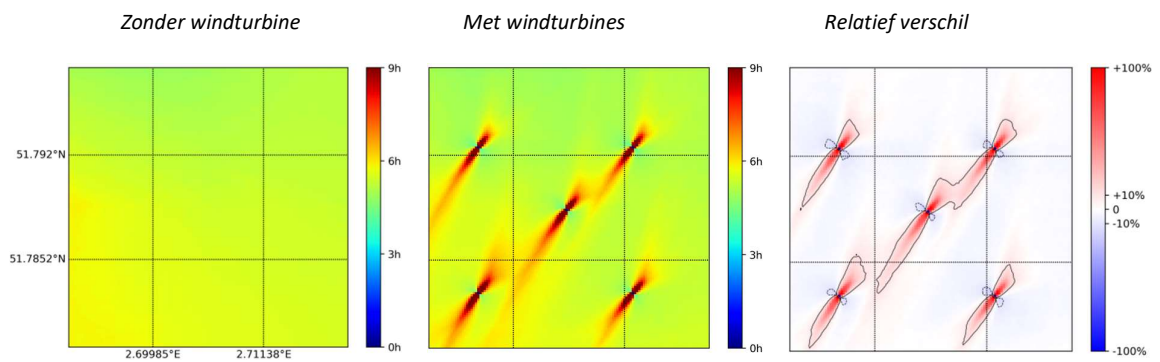
*Figuur 2.26. Gemiddelde schuifspanning op de bodem over een getijdencyclus bij springtij en doodtij. De aanwezigheid van windturbines veroorzaakt een weerstand in het zog van de windturbines en een erosiezone aan de voet van elke windturbine. De maximale impact vindt plaats bij de meest intense getijstroomingen, zowel bij vloed als bij eb.*



Figuur 2.27. 90-percentiel van de schuifspanning op de bodem berekend over een getijdencyclus bij springtij en doottij.

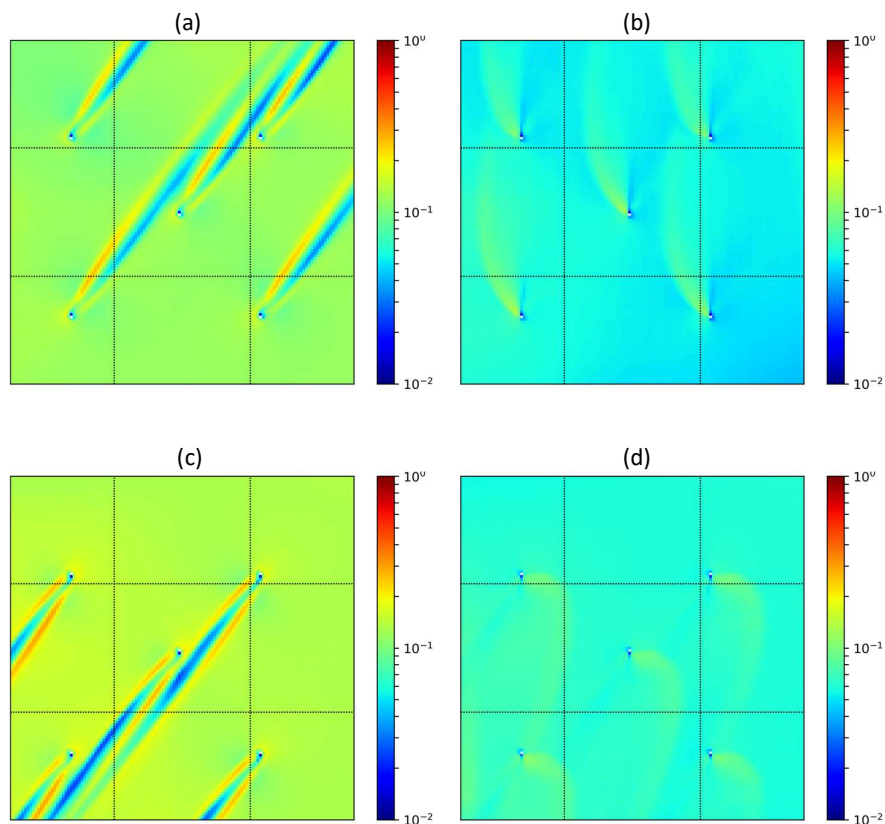


Figuur 2.28. **Gemiddelde** tijd per getijdencyclus die bevorderlijk is voor de suspensie van zand met gemiddelde korrelgrootte ( $d \approx 300\mu\text{m}$ ).



Figuur 2.29. **Gemiddelde** tijd per getijdencyclus die bevorderlijk is voor de sedimentatie van zand met gemiddelde korrelgrootte ( $d \approx 300\mu\text{m}$ ).





Figuur 2.30. Snapshots van de turbulente kinematische viscositeit ( $m^2/s$ ) bij  $\frac{1}{4}$  van de hoogte van de waterkolom ( $\pm 26,5$  m vanaf de onderkant) op verschillende tijdstippen van het getij: (a) vloed, (b) getijdenomkering, (c) getij, (d) tijdomkeer.

- c. Figuur 2.29 die een verhoogde sedimentatie in het zog van de turbines suggereert gedurende 14 dagen in schijnbare tegenspraak met de ontwikkeling van turbiditeitspluimen die naar aanleiding van de wind in kalme zee kan worden waargenomen. Deze paradox kan worden verklaard door een fijnere analyse van de turbulente kinetische viscositeit. Dus, Figuur 2.30 laat zien dat de afschuiving (snelheidsgradiënt) tussen de weerstand en de omgevingsstroom voldoende groot is bij stijgende en dalende getijden om een turbulente omhulling te genereren op de gehele waterkolom die de weerstand omgeeft. De aldus gegenereerde wervels worden vervolgens door de stromingen tot hun dissipatie, een paar honderd meter of kilometer verderop, overtroffen. De weerstand is daarentegen een gebied zonder turbulentie. Op dezelfde manier, wanneer de getijden draaien, is de schuifkracht te klein om de productie van wervels te behouden. Het mechanisme van de productie en de verspreiding van turbulente kinetische energie gedemonstreerd in Figuur 2.28 maakt het aannemelijk dat de turbiditeitspluim bestaat uit lokaal gesuspenseerd sediment door de stijgende en dalende getijden en die onder invloed van turbulentie hoger in de waterkolom kan stijgen; en zelfs het oppervlak kan bereiken wanneer de snelheidsgradiënt belangrijk genoeg is

(bijvoorbeeld in periodes van springtij). Volgens deze theorie zou de totale hoeveelheid gesuspendeerd sediment niet belangrijker zijn dan het totale volume van sediment gesuspendeerd in afwezigheid van windturbines, maar dat volume zou anders in de waterkolom verdeeld worden. Deze hypothese zou ook kunnen verklaren waarom turbiditeitspluimen niet worden gerapporteerd in ruwe zee, de turbulentie veroorzaakt door de snelheidsgradiënt in het zog van de windturbines wordt vervolgens gemaskeerd door turbulentie veroorzaakt door de golven. In deze fase zijn verdere studies nodig om deze theorie te bevestigen en of deze pluimen wanneer ze zich ontwikkelen een significant effect op de gemeten turbiditeit in de waterkolom of op de bodem, op de samenstelling van fijn sediment in het zog van windturbines of op pelagische en bentische ecosystemen.

- 4) Tabel 2.8 geeft de jaarlijkse evolutie weer tussen 2011 en 2016 van de mate van permanente en significante veranderingen in de hydrografische eigenschappen voor het gehele BDNZ, per indicator. Ze combineert de resultaten weergegeven in bovenstaand punt 3 (d.w.z. een permanente en significante verandering in hydrografische eigenschappen over een oppervlakte van 0,066 km<sup>2</sup> per windturbine), met de fysieke verliezen die gerapporteerd werden bij de evaluatie van descriptor 6 (cf. 2.4).

*Tabel 2.8. Jaarlijkse evolutie van de mate van permanente en significante veranderingen in de hydrografische eigenschappen als gevolg van menselijke activiteiten in km<sup>2</sup> voor het **gehele** BDNZ.*

	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>
Meet- en radarmasten	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pijpleidingen	8,08	8,08	8,08	8,08	8,08	8,08
Energiekabels	0,04	0,07	0,09	0,09	0,09	0,10
Telecommunicatiekabels	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Windparken	7,38	7,38	12,15	12,15	12,15	15,47
Totaal	15,55	15,58	20,37	20,37	20,37	23,70

- 5) Tabel 2.9 geeft dezelfde informatie weer voor de eerste mijl van het BDNZ. Omdat er in dit gebied geen offshore windturbines werden geïnstalleerd, herneemt deze tabel enkel de fysieke verliezen die werden gerapporteerd in het kader van de evaluatie van descriptor 6.

*Tabel 2.9. Jaarlijkse evolutie van de mate van permanente en significante verandering in de hydrografische eigenschappen als gevolg van menselijke activiteiten in km<sup>2</sup> voor de **eerste mijl** van het BDNZ.*

	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>
Meet- en radarmasten	0	0	0	0	0	0
Pijpleidingen	0,241	0,241	0,241	0,241	0,241	0,241

Energiekabels	0,002	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003
Telecommunicatiekabels	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Windparken	/	/	/	/	/	/
Totaal	0,243	0,243	0,246	0,246	0,246	0,246

#### 2.5.1.6. Conclusies

In de periode 2011-2016 is de gecumuleerde omvang van permanente en significante hydrografische veranderingen uitgebreid van 15,57 km<sup>2</sup> naar 23,69 km<sup>2</sup>. Deze stijging is enkel te wijten aan de bouw van offshore windmolenparken.

Hoewel lang werd aangenomen dat de aanwezigheid van een offshore windpark geen permanente en significante hydrografische veranderingen teweegbrengt, hebben recente studies op basis van satellietobservaties, in situ waarnemingen en numerieke simulaties aangetoond dat windturbines het erosie- en sedimentatiepatroon lokaal kunnen verstoren. Numerieke studies tonen aan dat over een oppervlakte van ongeveer 0,066 km<sup>2</sup> rond elke windturbine de bodemspanning significant verandert. Alle 233 offshore windturbines die eind 2016 in het BDNZ zijn geïnstalleerd, zijn dus verantwoordelijk voor significante hydrografische veranderingen over een gecumuleerd gebied van 15,47 km<sup>2</sup>.

#### 2.5.1.7. Kwaliteitsaspect

De omvang van de hydrografische veranderingen, veroorzaakt door de aanwezigheid van windturbines, werd geschat op basis van de resultaten van een modelstudie die alleen de invloed van het getij in aanmerking neemt. Hoewel deze schattingen bevestigd werden door in situ waarnemingen en lucht- en satellietobservaties, kunnen zij worden aangepast in de volgende KRMS-rapportagecycli, om ook rekening te houden met andere belangrijke variabelen zoals het type en de diameter van de funderingen van de windturbines of de invloed van wind en golven op de bodemspanning. Er werden bijvoorbeeld 3 funderingstypes gebruikt in de operationele offshore windparken: gravitaire funderingen, jackets en monopiles. Door hun respectieve vorm kan de impact van de fundering op de stroming sterk verschillen. Door hun vorm en omvang genereren gravitaire funderingen het grootste zog, terwijl de open structuur van de jackets een deel van de hoofdstroming laat doorstromen. Verder onderzoek is eveneens nodig om formeel de oorsprong, de samenstelling en het volume van de sedimenten te bepalen die in suspensie zijn in de turbiditeitspluimen die worden waargenomen in het zog van de windturbines.

#### 2.5.1.8. Data

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)). De kaarten zijn beschikbaar in GIS-formaat en de gegevens uit de numerieke studie zijn beschikbaar in netcdf-formaat.

#### 2.5.1.9. Referenties

Baeye M. & Fettweis M. (2015) In situ observations of suspended particulate matter plumes at an offshore wind farm, southern North Sea. Geo-Mar Lett DOI 10.1007/s00367-015-0404-8  
 Cazenave P.W., R. Torres and J.I. Allen (2016) Unstructured grid modelling of offshore wind farm impacts on



- seasonally stratified shelf seas. *Progress in Oceanography* 145, p. 25–41.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2016.04.004>
- Colson L., U. Braeckman and T. Moens (2017) Effect of turbine presence and type on macrobenthic communities inside an offshore windfarm? In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2017. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: A continued move towards integration and quantification. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.
- Degraer, S. & Brabant, R. (Eds.) (2009) Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring. Royal Belgian Institute for Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 287 pp. + annexes.
- Degraer, S., Brabant, R. & Rumes, B. (Eds.) (2010) Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Early environmental impact assessment and spatio-temporal variability. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 184 pp. + annexes.
- Degraer, S., Brabant, R. & Rumes, B., (Eds.) (2011). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 157 pp. + annex.
- Degraer, S., Brabant, R. & Rumes, B., (Eds.) (2012). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Heading for an understanding of environmental impacts. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine ecosystem management unit. 155 pp. + annexes.
- Degraer S., Brabant R., Rumes B. and Vigin L. (Eds) (2016) Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea : Environmental impact reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management section. 287 pp. ISBN: 9789082641202.
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2017. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: A continued move towards integration and quantification. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.
- Legrand S. (2014) Le programme de surveillance des objectifs environnementaux 29 et 30 de la directive cadre « stratégie pour le milieu marin ». Institut Royal Des Sciences Naturelles de Belgique, 13pp.
- Nagel T., J. Chauchat, A. Wirth and C. Bonamy (2018) On the multi-scale interactions between an offshore-wind-turbine wake and the ocean-sediment dynamics in an idealized framework - A numerical investigation, *Renewable Energy*, 115, pp. 783-796, <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.08.078>
- Pison V. & J. Ozer (2003). Operational products and services for the Belgian coastal waters. In: Dahlin et al. (Eds) (2003) Building the European Capacity in operational Oceanography. Proceedings of the 3<sup>rd</sup> International EuroGOOS Conference, pp 503-509.
- Populus J., Vasquez M., Albrecht J., Manca E., Agnesi S., Al Hamdani Z., Andersen J., Annunziatellis A., Bekkby T., Bruschi A., Doncheva V., Drakopoulou V., Duncan G., Inghilesi R., Kyriakidou C., Lalli F., Lillis H., Mo G., Muresan M., Salomidi M., Sakellariou D., Simboursa M., Teaca A., Tezcan D., Todorova V. and Tunesi L.,

2017. EUSeaMap, a European broad-scale seabed habitat map. 174p. <http://doi.org/10.13155/49975>
- Reubens J., M. Alsebai & T. Moens (2016) Expansion of small-scale changes in microbenthic community inside an offshore wind farm? In: Degraer S., Brabant R., Rumes B. and Vigin L. (Eds) (2016) Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea : Environmental impact reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management section. 287 pp. ISBN: 9789082641202.
- Rumes B., M. Di Marcantonio, R. Brabant, I. De Mesel, V. Dulière, J. Haelters, F. Kerckhof, A. Norro, D. Van den Eynde, L. Vigin en B. Lauwaert. (2015a) Milieueffecten-beoordeling van het MERMAID offshore energiepark ten noordwesten van de Bligh Bank. Janvier 2015. 233 pp.
- Rumes B., M. Devolder, R. Brabant, I. De Mesel, S. Degraer, J. Haelters, F. Kerckhof, A. Norro, D. Van den Eynde, L. Vigin en B. Lauwaert (2015b) Milieueffectenbeoordeling van het NORTHWESTER 2 offshore windpark ten noordwesten van de Bligh Bank Onderzoek van de aanvraag van de NV NORTHWESTER 2 voor een vergunning en machtiging voor de aanleg en de exploitatie van een windpark in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België. Novembre 2015. 193 pp.
- Vanhellemont Q. & Ruddick K. (2014) Turbid wakes associated with offshore wind turbines observed with Landsat 8. Remote Sensing of Environment, Vol. Volume 145 pp. 105–115.

## 2.5.2. Nadelige effecten als gevolg van permanente wijzigingen van de hydrografische eigenschappen in benthische habitats

Sébastien Legrand

Offshore windmolenparken zijn de enige infrastructuurprojecten die in de periode 2011-2016 werden uitgevoerd. Buiten de erosiezone aan de voet van elke windturbine (een zone met een straal van 5 tot 15 m rond de fundering van de windturbine die als fysiek verlies wordt beschouwd), is er tot nu toe geen bewijs dat de permanente hydrodynamische wijzigingen als gevolg van de aanwezigheid van windturbines een nadelig effect hebben op de benthische habitats.

### 2.5.2.1. Inleiding

Het doel van de evaluatie is om de omvang van de nadelige effecten op de benthische habitats als gevolg van permanente wijzigingen van de hydrografische eigenschappen te identificeren (cf. 2.5.1). Deze zones zijn

- (1) hetzij zones die een fysiek verlies hebben geleden in de zin van descriptor 6;
- (2) hetzij zones waarin de permanente en significante verandering van de hydrografische eigenschappen resulteert in een verandering van de habitatclassificatie volgens de EMODNet-Habitatmethode voor het uitgebreid Noordzeegebied en de Keltische Zee (Populus et al., 2017).

De omvang van de benthische habitats die schade lijden door de permanente wijziging van de hydrografische eigenschappen, kan worden aangepast na de bouw van de infrastructuur, bijvoorbeeld op basis van de resultaten van een wetenschappelijk monitoringsprogramma, indien dit wordt opgelegd door de milieuvergunning.

### 2.5.2.2. Achtergrond

De enige uitgevoerde infrastructuurprojecten in de periode 2011-2016 zijn de projecten voor hernieuwbare energie zoals beschreven in 2.5.1.2. De windmolenparken C-POWER, Belwind, Nobelwind en Northwind bevinden zich in "matig energetische circalitorale zandhabitats" en "matig energetische offshore circalitorale zandhabitats".

### 2.5.2.3. Geografisch gebied

Het BDNZ, met speciale aandacht voor habitats die nadelig kunnen worden beïnvloed door significante en permanente veranderingen in de hydrografische eigenschappen: "circalitoraal zand" en "offshore circalitoraal zand". Figuur 2.13 geeft de spreiding van de grote benthische habitats weer. Hun omvang wordt beschreven in Tabel 2.10.

Tabel 2.10. Omvang van de grootschalige benthische habitats in het Belgische deel van de Noordzee (BDNZ). De waarden zijn afgeleid van Populus et al. (2017).

Grootschalig benthisch habitatype	Oppervlakte in BDNZ (km <sup>2</sup> )	Oppervlakte in éénmijlszone BDNZ (km <sup>2</sup> )
Infralitoraal grof sediment	1,56	0,17
Infralitoraal zand	121,84	22,78
Infralitoraal slib	4,68	3,29
Circalitoraal grof sediment	71,25	-
Circalitoraal gemend sediment	4,23	0,01
Circalitoraal zand	980,16	36,52
Circalitoraal slib	390,74	62,61
Offshore circalitoraal grof sediment	516,73	-
Offshore circalitoraal gemengd sediment	8,11	-
Offshore circalitoraal zand	1342,92	-
Offshore circalitoraal slib	10,54	-

#### 2.5.2.4. Methodologie

In het kader van de EMODNET-Habitat, hebben Populus et al. (2017) een voorspellend model opgesteld (zie Figuur 2.13) voor de ruimtelijke spreiding van grootschalige benthische habitattypen op basis van een beperkt aantal abiotische variabelen waarvan bekend is dat ze benthische gemeenschappen beïnvloeden en waarvoor drempelwaarden zijn vastgesteld, hetgeen een vergelijking met veldwaarnemingen mogelijk maakt. De abiotische variabelen en hun drempelwaarden werden geselecteerd voor 6 afzonderlijke mariene gebieden. De indeling van de habitats gebeurt op basis van het substraatype (slib, zand, gemengd sediment, grof sediment, ...), de biologische gebieden (infralitoraal, circalitoraal, offshore circalitoraal, ...) en de energiezones. In de zone "uitgebreid Noordzeegebied en Keltische zee", worden de biologische gebieden uitsluitend bepaald door bathymetrie, de hoeveelheid licht die beschikbaar is voor fotosynthese op de zeebodem en de mogelijke invloed van golven op de zeebodem (Tabel 2.11). In tegenstelling tot in andere gebieden, houdt dit voorspellende model van biologische gebieden geen rekening met temperatuur, zoutgehalte of gehalte aan opgelost zuurstof op de bodem. De energiezones worden berekend in functie van de kinetische energie van de golven (Tabel 2.12) en stromingen (Tabel 2.13). Deze wordt gemeten tegen de zeebodem.

Een benthisch habitat wordt beschouwd als zijnde negatief beïnvloed door de permanente verandering van hydrografische eigenschappen indien aan ten minste één van de volgende voorwaarden wordt voldaan:

- (1) Er is sprake van een fysiek verlies in de zin van criterium D6C1;  
De permanente hydrografische verandering leidt tot een classificatiewijziging
- (2) van het substraatype;
- (3) van het type biologisch gebied;

- (4) van het type energiezone door golven;
- (5) van het type energiezone door stromingen.

Tabel 2.11. Criterium van het voorspellend model van biologische gebieden ontwikkeld door Populus et al. (2017) voor het uitgebreide Noordzeegebied en de Keltische Zee in het kader van EMODnet-Habitat.

Biologisch gebied	Abiotische variabele	Drempelwaarde
<b>Infralitorale laag</b> Ondiepe zone bevorderlijk voor de ontwikkeling van fotofiele algen.	Zonnestralen dringen door voor fotosynthese op de bodem.	$\geq 0,7 \text{ mol fot. m}^2 \text{ j}^{-1}$
<b>Circalitorale laag</b> Ondiep en bijna volledig in duister omhulde zone. De schaduwminnende algen kunnen er groeien. De golven hebben nog een significante invloed op de bodem.	Zonnestralen dringen door voor fotosynthese op de bodem. De ratio d/L waarbij d de bathymetrie en L (het 90-percentiel van) de golflengte	$\geq 0,7 \text{ mol fot. m}^2 \text{ j}^{-1}$ $\leq 2$
<b>Offshore circalitorale laag</b> Bijna volledig donkere zone waar schaduwminnende algen nog kunnen groeien maar die zo diep is dat golven geen significante invloed meer hebben op de zeebodem.	Zonnestralen dringen door voor fotosynthese op de bodem. De ratio d/L waarbij d de bathymetrie en L (het 90-percentiel van) de golflengte	$\geq 0,7 \text{ mol fot. m}^2 \text{ j}^{-1}$ $> 2$

Tabel 2.12. Criteria van de energiezones door golven van het bentisch habitatmodel ontwikkeld door Populus et al. (2017) voor het uitgebreide Noordzeegebied en de Keltische Zee in het kader van EMODnet-Habitat.

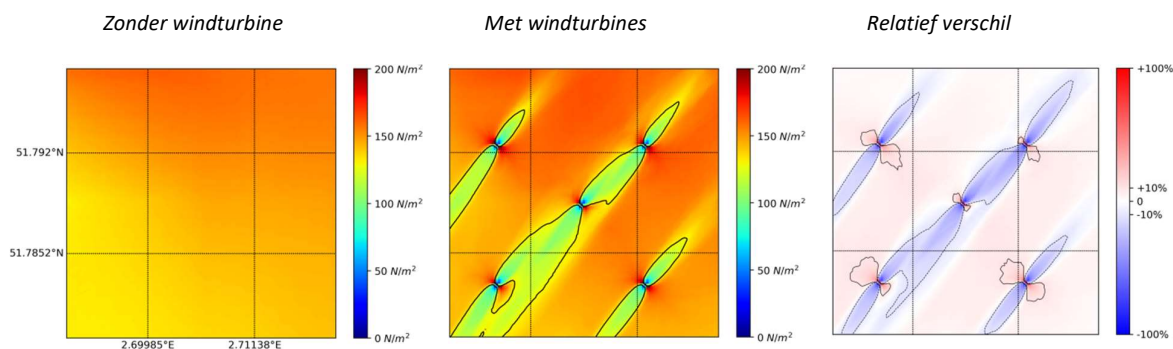
Energiezone als gevolg van golfslag	Abiotische variabele	Drempelwaarde
Hoge-energiezone	90-percentiel van de kinetische energie als gevolg van de golven op de zeebodem.	$E \geq 70,95 \text{ Nm}^{-2}$
Matige-energiezone	90-percentiel van de kinetische energie als gevolg van de golfslag op de zeebodem.	$11,41 \text{ Nm}^{-2} \leq E < 70,95 \text{ Nm}^{-2}$
Lage-energiezone	90-percentiel van de kinetische energie als gevolg van de golfslag op de zeebodem.	$E < 11,41 \text{ Nm}^{-2}$

Tabel 2.13. Criteria van de energiezones door stromingen van het bentisch habitatmodel ontwikkeld door Populus et al. (2017) voor het uitgebreide Noordzeegebied en de Keltische Zee in het kader van EMODnet-Habitat.

Energiezone als gevolg van stromingen	Abiotische variabele	Drempelwaarde
Hoge-energiezone	90-percentiel van de kinetische energie als gevolg van stromingen bij de zeebodem.	$E \geq 1160 \text{ Nm}^{-2}$ of Stroming aan zeebodem $> 3 \text{ kn}$
Matige-energiezone	90-percentiel van de kinetische energie als gevolg van stromingen bij de zeebodem.	$130 \text{ Nm}^{-2} \leq E < 1160 \text{ Nm}^{-2}$ of $1 \text{ kn} \leq \text{stroming aan zeebodem} < 3 \text{ kn}$
Lage-energiezone	90-percentiel van de kinetische energie als gevolg van stromingen bij de zeebodem.	$E < 130 \text{ Nm}^{-2}$ of Stroming aan zeebodem $< 1 \text{ kn}$

### 2.5.2.5. Resultaten en trends

- (1) De aanwezigheid van offshore windmolenparken heeft een lokale impact op de distributie van energiestelsels. Figuur 2.31 toont dat het energiestelsel in de weerstandszone van de windturbines lokaal kan overgaan van matig energetisch naar laag energetisch. De grootste veranderingen concentreren zich in een gebied van 100 tot 150 m lang en 30 tot 50 m breed aan weerszijden van de windturbine, in de richting van de hoofdas van het getij. Dit komt overeen met een zone van 0,015 km<sup>2</sup> per windturbine in het MERMAID-park.



*Figuur 2.31. 90-percentiel van de kinetische energie als gevolg van stromingen bij de zeebodem. In het zog van de windturbines kan een afname van de beschikbare kinetische energie op de bodem optreden, die voldoende is om deze zones te laten omschakelen van een "matig energetisch" naar een "laag energetisch" stelsel. De grens tussen beide energiestelsels wordt aangegeven door de zwarte lijn.*

- (2) De aanwezigheid van offshore windmolenparken heeft geen significant effect op de verspreiding van "circalitorale" en "offshore circalitorale" biologische lagen. Deze lagen worden enerzijds begrensd door de zonnestraling die doordringt tot de bodem en fotosynthese mogelijk maakt, en anderzijds door de ratio golfenlengte/diepte. Aangezien windmolenparken zich hoe dan ook in relatief troebele circalitorale zones bevinden, en de turbiditeitspluimen waargenomen op het oppervlak zeer waarschijnlijk tijdelijke verschijnselen zijn die zich alleen onder gunstige omstandigheden ontwikkelen (bijv. door kalme zee tijdens springtij), kan worden gesteld dat offshore windmolenparken waarschijnlijk geen effect hebben op de zonnestraling die tot de bodem doordringt voor fotosynthese.
- (3) De aanwezigheid van windturbines kan een lokale impact hebben op het substraat en de structuur van de benthische gemeenschappen. Colson et al. (2017) vat de waarnemingen in het kader van het monitoringprogramma van de windturbines samen. Niettegenstaande Reubens et al. (2016) geen statistisch significante veranderingen in de samenstelling of granulariteit van de sedimenten in een gebied tussen 50 en 500 meter rond de verschillende windturbines kon aantonen in de periode 2008-2015, wijzen andere

studies die in de nabijheid van de funderingen van windturbines werden uitgevoerd, op een verrijking in fijn sediment (Coates, 2014) en een toename van organisch materiaal door de afzetting van uitwerpselen, pseudo-uitwerpselen of dode individuen uit de epifauna die de funderingen van windturbines koloniseren (Kerckhof et al., 2010; De Mesel et al., 2013). Deze observaties lijken overeen te stemmen met de hydrografische veranderingen die in Figuur 2.26 tot Figuur 2.29 worden weergegeven.

- (4) Hoewel sommige auteurs (Coates et al., 2011, 2013a, 2014b, 2014c; Colson et al., 2017) gewag maken van veranderingen in de samenstelling, diversiteit en overvloed van bentische gemeenschappen, afhankelijk van de afstand tot de funderingen van de windturbines, **kon tot op heden geen enkele studie uitsluitend geven over de nefaste gevolgen van deze veranderingen.**

#### 2.5.2.6. Conclusies

De Belgische offshore windmolenparken zijn gelegen in bentische gebieden van het type "circalitorale zandhabitats" en "offshore circalitorale zandhabitats". Hoewel de hydrografische veranderingen die de offshore windturbines teweegbrengen lokaal tot een verandering van het energiestelsel kunnen leiden in een zone van 0,015 km<sup>2</sup> rond elke windturbine, zouden deze veranderingen geen impact hebben op de classificatie van de habitats. Hoewel sommige auteurs gewag maken van veranderingen in de samenstelling, diversiteit en overvloed van bentische gemeenschappen, afhankelijk van de afstand tot de funderingen van de windturbines, kon tot op heden bovendien geen enkele studie uitsluitend geven over mogelijke nefaste gevolgen die deze gemeenschappen ondervinden van deze hydrografische veranderingen als gevolg van de aanwezigheid van windturbines. Bijgevolg worden enkel de gebieden die een fysiek verlies hebben geleden in de zin van descriptor 6 beschouwd als zijnde negatief beïnvloed door de permanente hydrografische veranderingen. Tabel 2.14 geeft de gecumuleerde omvang van deze gebieden weer per bentisch habitatype voor het gehele Belgische deel van de Noordzee.

*Tabel 2.14. Jaarlijkse evolutie van de omvang van de gebieden die negatieve effecten ondervinden van permanente en significante hydrografische veranderingen als gevolg van menselijke activiteiten per bentische habitatype (km<sup>2</sup> en % van de habitat) voor het gehele BDNZ.*

	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>	km <sup>2</sup>
Circalitoraal zand	1,84 (0,19%)	1,87 (0,19%)	1,89 (0,19%)	1,89 (0,19%)	1,89 (0,19%)	1,90 (0,19%)
Offshore circalitoraal zand	4,00 (0,30%)	4,00 (0,30%)	4,02 (0,30%)	4,02 (0,30%)	4,02 (0,30%)	4,04 (0,30%)

#### 2.5.2.7. Kwaliteitsaspect

- (1) Het is een complex proces om verschillende gegevensbronnen te combineren om een voorspellende kaart van bentische habitats te maken, gelet op de diversiteit van de besproken thema's, de onzekerheid betreffende de basisgegevens (die soms een te lage ruimtelijke resolutie hebben) en het vertrouwen in

de drempelwaarden van de omgevingsparameters waarmee rekening wordt gehouden om relevante biologische gebieden af te bakenen. Zo stelt Populus et al. (2017) dat de betrouwbaarheid van hun kaart van de benthische habitats van het Belgische deel van de Noordzee matig tot zwak is. De gebieden van matige betrouwbaarheid zijn vooral gelegen in de overgangsgebieden tussen de circalitorale en offshore circalitorale habitats. Gezien deze hoge mate van onzekerheid, is het een erg moeilijke en vaak subjectieve opdracht om te bepalen of een habitatverandering al dan niet significant is. Deze taak vereist een "deskundig oordeel".

- (2) De hydrografische wijzigingen die offshore windturbines teweegbrengen kunnen lokaal het energiestelsel wijzigen in een zone van 0,015 km<sup>2</sup> rond elke windturbine. Deze schatting van de omvang van de habitat die de gevolgen ondervindt van de aanwezigheid van windturbines is wellicht een hoge schatting. Zij is immers gebaseerd op de kenmerken van het offshore windmolenpark dat het verst van de kust verwijderd is, en ook het diepste is. Deze waarde zal worden aangepast in de volgende rapportagecyclus van de KRMS.
- (3) De gebieden die het meest beïnvloed worden door hydrografische wijzigingen zijn relatief klein en bevinden zich aan weerskanten van de windturbines in de richting van de hoofdas van de getijdestromen. Deze gebieden worden momenteel weinig of niet gedekt door het programma dat wordt gebruikt voor de monitoring van de benthische gemeenschappen. Deze vaststelling zou moeten leiden tot een aanpassing van de bemonsteringsstrategie die wordt voorgesteld in Reubens et al. (2016) of Colson et al. (2017).

#### 2.5.2.8. Data

Data en metadata zijn ter beschikking op het Belgian Marine Data Centre. De kaarten zijn beschikbaar in GIS-formaat en de gegevens uit de numerieke studie zijn beschikbaar in netcdf-formaat.

#### 2.5.2.9. Referenties

- Coates, D., Vanaverbeke, J., Rabaut, M. & Vincx, M. 2011. Soft-sediment macrobenthos around offshore wind turbines in the Belgian part of the North Sea reveals a clear shift in species composition. In S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (eds), *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and the targeted monitoring*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences: Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine Ecosystem Management Unit, 157 p.
- Coates, D., Deschutter, Y., Vincx, M. & Vanaverbeke, J. 2013. Macrobenthic enrichment around a gravity based foundation. In S. Degraer et al. (eds), *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Learning from the past to optimise future monitoring programmes*, pp. 141-151.
- Coates, D.A., Deschutter, Y., Vincx, M. & Vanaverbeke, J. 2014. Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. *Marine Environmental Research* 95: 1-12.
- Coates, D.A., Van Hoey, G., Colson, L., Vincx, M. & Vanaverbeke, J. 2014. Rapid macrobenthic recovery after dredging activities in an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 3-18.
- Coates, D. 2014. *The effects of offshore wind farms on macrobenthic communities in the North Sea*. Ghent: Ghent

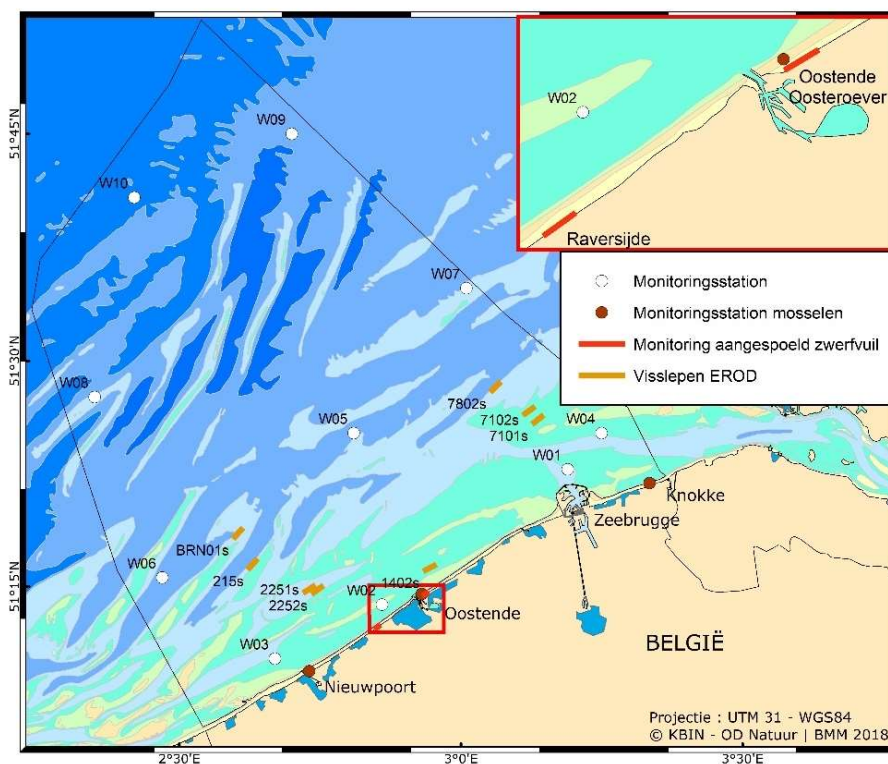


- University, 182 p.
- Colson L., U. Braeckman and T. Moens (2017) Effect of turbine presence and type on macrobenthic communities inside an offshore windfarm? In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2017. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: A continued move towards integration and quantification. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Rumes, B., Norro, A., Houziaux, J.-S. & Degraer, S. 2013. Fouling community on the foundations of wind turbines and the surrounding scour protection. In S. Degraer et al. (eds), Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Learning from the past to optimise future monitoring programmes, pp. 123-137.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B. & Degraer, S. 2015. Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia* 756 (1): 37-50.
- Kerckhof, F., Rumes, B., Norro, A., Jacques, T.G. & Degraer, S. 2010. Seasonal variation and vertical zonation of the marine biofouling on a concrete offshore windmill foundation on the Thornton Bank (southern North Sea). In S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (eds), Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Early environmental impact assessment and spatio-temporal variability. Royal Belgian Institute of Natural Sciences: Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine Ecosystem Management Unit, pp. 53-68.
- Populus J., Vasquez M., Albrecht J., Manca E., Agnesi S., Al Hamdani Z., Andersen J., Annunziatellis A., Bekkby T., Bruschi A., Doncheva V., Drakopoulou V., Duncan G., Inghilesi R., Kyriakidou C., Lalli F., Lillis H., Mo G., Muresan M., Salomidi M., Sakellariou D., Simboursa M., Teaca A., Tezcan D., Todorova V. and Tunesi L., 2017. EUSeaMap, a European broad-scale seabed habitat map. 174p. <http://doi.org/10.13155/49975>
- Reubens J., M. Alsebai and T. Moens (2016) Expansion of small-scale changes in microbenthic community inside an offshore wind farm? In: Degraer S., Brabant R., Rumes B. and Vigin L. (Eds) (2016) Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea : Environmental impact reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management section. 287 pp. ISBN: 9789082641202.

## 2.6. Verontreiniging (D8)

De Goede Milieutoestand wordt bereikt wanneer concentraties van vervuilende stoffen zodanig zijn dat geen verontreinigingseffecten optreden. Milieudoelen werden opgesteld met betrekking tot de concentratie aan vervuilende stoffen in water (conform de Kaderrichtlijn Water (KRW)), biota, sediment en vogeleieren (conform OSPAR); en met betrekking tot de effecten ervan op het ecosysteem. Verder werden doelen opgesteld betreffende illegale lozingen (2.6.8) en het risico op, het voorkomen van en de effecten van acute vervuiling op de toestand van mariene soorten en habitats (2.6.9, 2.6.10 en 2.6.11).

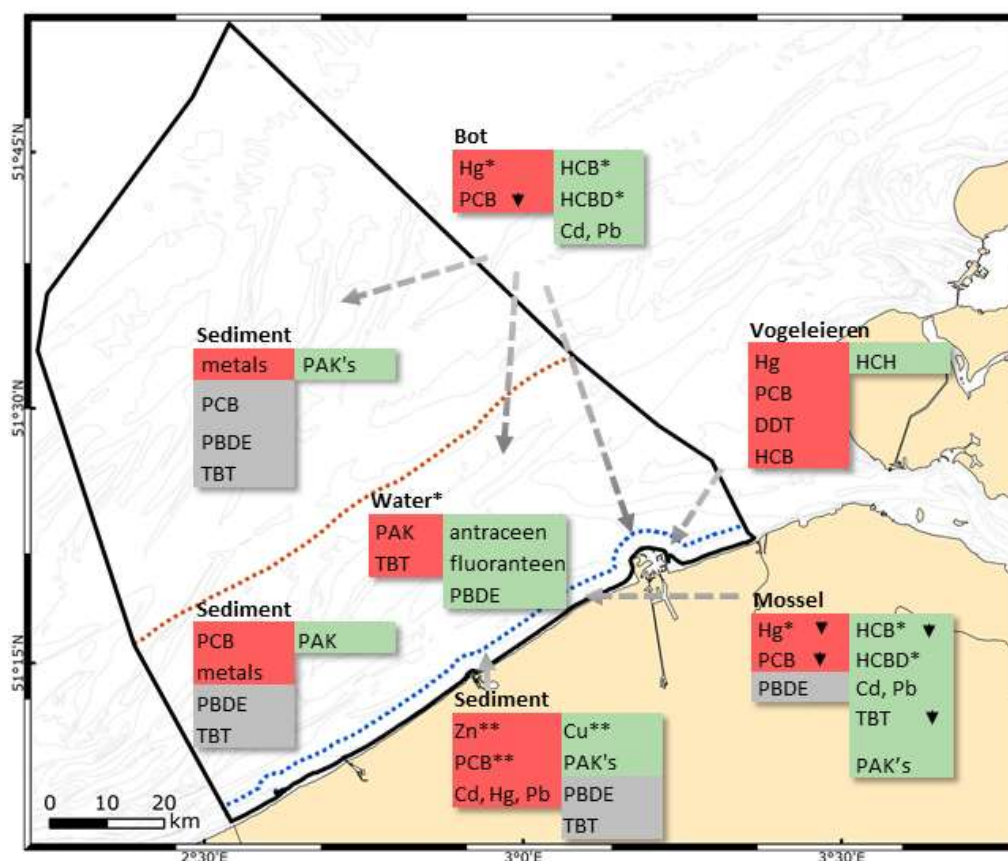
Het meetnet voor chemische monitoring in het kader van de KRW en OSPAR is weergegeven op onderstaande kaart.



Figuur 2.32. Monitoringsstations voor chemische monitoring, EROD-activiteit en aangespoeld zwerfvuil.

Onderstaande figuur (Figuur 2.33) geeft een overzicht van de toestand voor de concentraties aan polluenten samen met de beoordeelde zone en de matrix waarin de stof werd gemeten. Normen zijn nog niet beschikbaar voor alle stoffen en zijn, b.v. voor metalen nog voor verbetering vatbaar. Een herziening van bepaalde milieucriteria zal op regionaal niveau bekeken worden. Bijna alle stoffen waarvoor de goede milieutoestand niet gehaald werd, behoren tot de persistente, bioaccumulerende en toxische stoffen (bv., PCB's en kwik). Zeker bij toppredatoren, zoals de visdief, worden door ophoping in de voedselketen hoge concentraties aan persistente

polluenten gemeten. Zelfs indien maatregelen zijn genomen om de emissies te beperken of te beëindigen, kunnen deze stoffen nog lang in het mariene milieu voorkomen en zullen, door de persistente aard, de concentraties heel geleidelijk afnemen. Dalende concentraties werden opgemerkt voor kwik, lood, tributyltin, PCB's en PAK's. Door het gebruik van koper als vervanging van TBT in antifoulingverven, zal in de komende jaren bijzondere aandacht gaan naar de opvolging van dit metaal. Verder werd een screening opgestart van een hele reeks bijkomende stoffen (KRW), waaronder geneesmiddelen en nieuwe pesticiden in het oppervlaktewater.



Figuur 2.33. Overzicht van de evaluatie van concentraties aan verontreinigende stoffen voor het BDNZ, kustwateren (1nm), territoriale wateren (tussen 1 en 12nm) en offshore (> 12nm) gebied. Rood: niet goed, overschrijding van de norm; groen: goed. Met \* KRW Prioritaire stoffen, \*\*RBSP: KRW Scheldest specifieke verontreinigende stoffen.

Voor de effecten van chemische verontreiniging werd een goede toestand bereikt voor de biomarker gebaseerd op het EROD-activiteitsniveau. Om wijzigingen in het voorkomen van visziekten te detecteren, zijn nog bijkomende jaren aan gegevensverzameling nodig. De oliebevuilingsgraad van zeekoeten is sterk verminderd. Dit is in overeenstemming met de dalende tendens in geobserveerde illegale olielozingen door luchttoezicht. Tijdens de laatste zes jaar, werd één significante acute olieverontreiniging waargenomen na het ongeval waarin de Flinterstar was betrokken, maar de effecten bleven zeer beperkt door de snelle opstart van oliebestrijdingsacties.

### 2.6.1. Prioritaire stoffen

Karien De Cauwer, Bavo De Witte en Koen Parmentier

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen en tributyltin overschrijden de milieukwaliteitsnormen in de Belgische territoriale wateren. Voor tributyltin blijken de jaargemiddelden zelfs de maximaal aanvaardbare concentraties te overschrijden. Er wordt verwacht dat de gehalten aan TBT langzaam zullen dalen.

Concentraties aan hexachloorbenzeen en hexachloorbutadieen in biota zijn beduidend lager dan de norm. De milieukwaliteitsnorm voor kwik in biota wordt overschreden. Deze norm is echter lager dan de achtergrondwaarde zoals bepaald door OSPAR voor vis.

#### 2.6.1.1. Inleiding

De KRW definieert milieukwaliteitsnormen (MKN) voor 33 prioritaire stoffen waarvan 13 als gevaarlijk werden gekwalificeerd. Deze MKNs zijn uitgedrukt als jaargemiddelde (JG-MKN) en in bepaalde gevallen, als maximaal aanvaardbare concentratie (MAC-MKN). Dit is gebaseerd op de matrix “water”. Voor de stoffen kwik, hexachloorbenzeen en hexachloorbutadieen maakt België echter gebruik van de mogelijkheid (door de definitie van een MKN in biota in de Richtlijn 2008/105/EG) om de matrix biota te beschouwen.

Uit deze lijst van stoffen, selecteert het KB van 23 juni 2010, Art. 16, §1, 3° 14 stoffen (zie Tabel 2.15). Deze keuze heeft als doel om de analyse van langetermijntendenzen van prioritaire stoffen die neiging hebben te accumuleren in sediment en/of biota mogelijk te maken. Tabel 2.15 geeft het evaluatiekader weer van deze stoffen.

Na aanpassing door Richtlijn 2013/39/EU, werden MKN gedefinieerd voor meerdere prioritaire stoffen in de matrix biota. De lijst werd eveneens uitgebreid met twaalf bijkomende stoffen. Voor zeven bestaande stoffen werden strengere MKN vastgesteld.

In de uitvoering van de KRMS is herbruik van de KRW-evaluatie voorzien. Hier worden de resultaten uit de KRW evaluatie beknopt weergegeven. Voor meer informatie wordt verwezen naar het Stroomgebiedsbeheersplan voor de Belgische kustwateren (Belgische Staat, 2016). Enkele aanpassingen in dit document zijn: vergelijking met de aangepaste MKN en incorporatie van recentere gegevens voor biota. De KRW-Scheldespecifieke stoffen (Cu, Zn en PCB's) worden besproken in 2.6.2.

Tabel 2.15. Milieukwaliteitsnormen (MKN) voor KRW prioritaire stoffen volgens Richtlijn 2008/105/EC, originele en herziene door richtlijn 2013/39/EU (met x: operationele monitoring, xx: niet uitvoerbaar wegens analytische problemen, ° geen overschrijding verwacht op basis van meetresultaten in Schelde en/of oudere datasets, JG: jaargemiddelde, MAC: maximaal aanvaardbare concentratie).

Nr	Stof		JG-MKN water µg/l	MAC-MKN water µg/l	MKN biota µg/kg	Aanpassing 2013/39/EU	
						MKN water µg/l	MKN biota µg/kg
2	Antraceen	x	0,1	0,4			
5	Gebromeerde difenylethers <sup>(1)</sup> (PBDE's)	x	0,0002	/		MAC: 0,014	0,0085
6	Cadmium	°	0,2				
7	C10-C13-chlooralkanen	xx	0,4	1,4			
12	ftalaat-DEHP	°	1,3				
15	Fluoranteen	x	0,1	1			30
16	Hexachloorbenzeen (HCB)		0,01	0,05	10		
17	Hexachloorbutadieen (HCBd)		0,1	0,6	55		
18	Hexachloorcyclohexaan	°	0,002	0,02			
20	Lood	°	7,2				
21	Kwik (Hg)		0,05	0,07	20		
26	Pentachloorbenzeen	°	0,007				
28	PAK:	x					
	benzo(a)pyreen	x	0,05	0,1		JG: 0,00017 MAC: 0,027	5
	benzo(b)fluoranteen & benzo(k)fluoranteen	x	0,03	/			
	benzo(ghi)peryleen & indeno(1,2,3-cd)pyreen	x	0,002	/			
30	Tributyltin (TBT)	x	0,0002	0,0015			

<sup>(1)</sup>Congeneren 28, 47, 99, 153 en 154

### 2.6.1.2. Achtergrond

Chemische verontreiniging van het oppervlaktewater kan leiden tot acute en chronische toxiciteit voor in het water levende organismen, accumulatie van verontreinigende stoffen in het ecosysteem en verlies van habitats en biodiversiteit. Het vormt tevens een bedreiging voor de gezondheid van de mens. Uit de stoffen die een significant risico vormen voor het aquatisch milieu werden, in het kader van de KRW, stoffen geselecteerd die prioriteit krijgen voor maatregelen op Unieniveau.

In het algemeen worden in het mariene milieu lagere concentraties gemeten in de waterkolom dan in bijvoorbeeld rivieren, waar een directere impact is van verschillende menselijke bronnen zoals o.a. industrie, landbouw of transport. Hierdoor wordt dan ook voornamelijk gekeken naar die stoffen die de neiging hebben te accumuleren in biota en sediment.

Kwik (Hg), hexachloorbenzeen (HCB) en hexachloorbutadieen (HCBd) zijn 3 stoffen die sterk kunnen accumuleren in biota. Hg-emissies kunnen een natuurlijke oorsprong hebben, zoals vb. bosbranden of vulkaanuitbarstingen, of een menselijke, industriële oorsprong hebben. Contaminatie van HCB en HCBd heeft een menselijke oorsprong. HCB werd gebruikt in pesticiden en kan ook vrijkomen tijdens chemische en metallurgische processen. HCBd, vroeger ook gebruikt als biocide, wordt nu hoofdzakelijk gebruikt als oplosmiddel voor andere gechloreerde verbindingen.

#### 2.6.1.3. Geografisch gebied

Waterstalen worden genomen op W01, W05 en W06 gelegen in de territoriale wateren. Mosselen worden bemonsterd op de strandhoofden van Nieuwpoort, Oostende en Knokke. De staalname van bot wordt over een groter gebied uitgevoerd en is representatief voor het BDNZ (Figuur 2.32).

#### 2.6.1.4. Methodologie

Maandelijks worden waterstalen genomen. De analysemethode wordt in detail beschreven in de standaard operationele procedure beschikbaar bij ECOCHEM, KBIN-OD Natuur. Per station werden de jaargemiddelde concentraties berekend en de maximale concentratie weerhouden om te vergelijken met de geldende milieukwaliteitsnormen.

Mosselen worden elk jaar in september bemonsterd. Botstalen worden ook jaarlijks genomen. Beide soorten worden ingedeeld in lengteklassen volgens OSPAR richtlijnen (OSPAR, 2010) en geanalyseerd op de aanwezigheid van Hg, HCB en HCBd door ILVO in samenwerking met CODA-CERVA (Lauwaert et al., 2016; De Witte et al., 2014). De resultaten worden per soort gemiddeld. Trendanalyse werd uitgevoerd door OSPAR.

#### 2.6.1.5. Resultaten en trend

Tabel 2.16 toont de resultaten voor de prioritaire stoffen in water gemeten op drie monitoringsstations (zie ook Belgische Staat, 2016).

##### Antraceen & fluoranteen in water

Voor antraceen liggen de resultaten 40 à 100 keer **lager** dan de JG-MKN en de MAC-MKN. Op geen enkel station in geen enkel jaar wordt het jaargemiddelde overschreden. Enkel het gemiddelde en de maximumwaarde over heel de periode werd weergegeven in de tabel. De resultaten voor fluoroanteen zijn gelijkaardig en overschrijden nooit de JG-MKN.

##### Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) in water

Voor de som van benzo(b)fluoranteen en benzo(k)fluoranteen, lagen de jaargemiddelde concentraties steeds **lager** dan de JG-MKN. Voor de som van benzo(g,h,i)peryleen met indeno1,2,3(c,d)pyreen werd de JG-MKN overschreden in 50% van de gevallen. Op W01, waar de norm jaarlijks werd overschreden, lag het jaargemiddelde vier- à zevenmaal **hoger** dan de JG-MKN. Voor benzo(a)pyreen, werd het jaargemiddelde en de MAC-MKN nooit overschreden (gemiddelde van 0,0023 µg/l over heel de periode) (Belgische Staat, 2016).

Volgens de herziene richtlijn betreffende prioritair stoffen (Richtlijn 2013/39/EU), dient enkel nog benzo(a)pyreen gemonitord te worden als marker voor andere PAK's. De herziene JG-MKN wordt in alle stations elk jaar overschreden. De nieuwe MAC-MKN wordt niet overschreden. De hoogste concentraties werden gemeten in de éénmijlszone met een factor van 20 tot 40 keer hoger dan de norm.

#### Gebromeerde difenylethers (PBDE's) in water

Voor de congenen 47, 99, 100 en 154 werd de JG-MKN overschreden in respectievelijk 61, 67, 17 en 28% van de gevallen (Belgische Staat, 2016).

De herziene richtlijn voorziet nu, naast een norm in biota, enkel in een MAC MKN voor de som van de congenen 28, 47, 99, 100, 153 en 154. Door deze wijziging wordt in geen enkel jaar een overschrijding waargenomen voor de PBDE's (zie Tabel 2.16).

#### TBT in water

Over de periode 2009-2013 werden 78 stalen genomen op drie stations. Het gemiddelde werd berekend over deze periode wegens het lager aantal meetresultaten en bedraagt 0,0034 µg/l, hoger dan de JG-MKN en zelfs hoger dan de MAC-MKN. De maximale concentratie is 0,016 µg/l. Op station W06 is de situatie het slechtst met een gemiddelde dat bijna 21-maal de JG-MKN bedraagt en een maximale concentratie van bijna 11-maal de MAC-MKN, ver verwijderd van de JG-MKN en de MAC-MKN.

#### Andere prioritair stoffen in water

Voor de ftalaten (di(2-ethylhexyl)-ftalaat), hexachloorcyclohexaan (HCH) en pentachloorbenzeen kan op basis van resultaten gemeten in de Schelde en op basis van de terrestrische oorsprong, aangenomen dat er geen probleem is voor deze stoffen in de Belgische kustwateren (Belgische Staat, 2016). Voor de opvolging van zware metalen (oa cadmium en lood) in het mariene milieu, is de matrix water niet de meest relevante. De monitoring hiervan vindt plaats in biota en sediment.

Tabel 2.16. Concentraties aan prioritaire stoffen in water (µg/l) (groen: lager dan MKN, rood: hoger dan MKN, grijze tekst: evaluatie a.d.h.v. vorige normen).

Parameter	Periode	W01		W05		W06		Aantal stalen	Totaal	
		Gem.	Max	Gem.	Max	Gem.	Max		Gem.	Max
Antraceen	2009-2014	0,0016	0,0045	0,0008	0,0074	0,0009	0,0137	188	0,0011	0,0137
Fluoranteen	2009-2014	0,0060	0,0334	0,0023	0,0249	0,0020	0,0359	188	0,0034	0,0359
BBF+BKF	2009-2014	0,0127	0,0582	0,0041	0,0572	0,0000	0,0198	188	0,0066	
BGHIP+ICDP	2009	0,0084	0,0226	0,0007	0,0011	0,0006	0,0013	29		
BGHIP+ICDP	2010	0,0089	0,0137	0,0013	0,0030	0,0012	0,0031	33		
BGHIP+ICDP	2011	0,0088	0,0197	0,0018	0,0068	0,0009	0,0021	33		
BGHIP+ICDP	2012	0,0137	0,0299	0,0031	0,0102	0,0019	0,0078	35		
BGHIP+ICDP	2013	0,0110	0,0270	0,0052	0,0191	0,0026	0,0049	28		
BGHIP+ICDP	2014	0,0079	0,0135	0,0010	0,0035	0,0010	0,0038	30		
Benzo(a)pyreen	2009	0,0042	0,0110	0,0008	0,0051	0,0004	0,0005	29	0,0023	0,0173
Benzo(a)pyreen	2010	0,0042	0,0078	0,0007	0,0012	0,0006	0,0018	33		
Benzo(a)pyreen	2011	0,0034	0,0112	0,0015	0,0075	0,0019	0,0168	32		
Benzo(a)pyreen	2012	0,0067	0,0173	0,0015	0,0050	0,0010	0,0037	35		
Benzo(a)pyreen	2013	0,0049	0,0126	0,0031	0,0150	0,0011	0,0026	28		
Benzo(a)pyreen	2014	0,0045	0,0098	0,0004	0,0014	0,0004	0,0017	30		
Som PBDE's	2009-2014		0,0131		0,0127		0,0127	150		
TBT	2011-2013	0,0029	0,007	0,0032	0,013	0,0042	0,0160	78	0,00341	0,016

BBF+BKF : som van benzo(b)fluoranteen en benzo(k)fluoranteen

BGHIP+ICDP : som van benzo(g,h,i)peryleen met indeno1,2,3(c,d)pyreen

Som PBDE's: som van congenen 28, 47, 99, 100, 153, 154

#### Hg, HCB en HCBd in biota

Tabel 2.17 Tabel 2.17 toont de gemiddelde waarde aan Hg, HCB en HCBd in mosselen en bot per locatie. Trendanalyse op deze data werd uitgevoerd door OSPAR (OSPAR, 2017a). Wegens gebrek aan geschikte conversiemethodes, worden meetwaarden voor zowel bot als mosselen vergeleken met de MKN, hoewel deze strikt genomen bepaald is voor vis op trofisch niveau 4 (OSPAR, 2016b). De concentraties voor HCB en HCBd blijven ruim onder de milieukwaliteitsnorm. Voor Hg daarentegen wordt een systematische overschrijding van de milieukwaliteitsnorm waargenomen, met gemiddelde waarden tot 2 maal de MKN in mosselen te Knokke en meer dan 3 keer de MKN in botfilet.



Tabel 2.17. Concentraties aan kwik (Hg), hexachloorbenzeen (HCB) en hexachloorbutadieen (HCBD) in mariene organismen in µg/kg voor de periode 2011-2016, met HCBD vanaf 2015 (groen: lager dan MKN, rood: hoger dan MKN, pijl toont de geobserveerde trend).

Soort	Locatie	Hg	HCB	HCBD
Mossel	Nieuwpoort	25,8 ± 4,9 ↓	<0.010 ↓	<0.2
	Oostende	31,0 ± 3,2 ↓	<0.010 ↓	<0.2
	Knokke	39,6 ± 6,3	<0.010 ↓	<0.2
Bot	BDNZ	73,7 ± 23,8	0,06 ± 0,08 ↓	<0.2
<b>MKN</b>		20	10	55

#### 2.6.1.6. Conclusies

Normoverschrijdingen van de concentraties in water werden vastgesteld voor de congenere 47, 99, 100 en 154 van de gebromeerde difenylethers (PBDE's), de som van benzo(g,h,i)peryleen met indeno(1,2,3(c,d))pyreen), en tributyltin, zowel voor het jaargemiddelde als voor de MAC-MKN (Belgische staat, 2016).

Met toepassing van de richtlijn 2013/39/EU, zijn de normoverschrijdingen beperkt tot PAK's, met benzo(a)pyreen als marker, en tributyltin. Tributyltinconcentraties tot bijna 20x hoger dan de milieukwaliteitsnorm worden waargenomen. Door het passeren van één van de drukste scheepvaartroutes ter wereld is dat een te verwachten probleem. Aangezien deze stoffen de neiging hebben te accumuleren in sediment, is het relevant de evolutie in biota of sediment op te volgen waar kan opgemerkt worden op basis van de meest recente gegevens dat de situatie verbetert (zie 2.6.2 en 2.6.4). Er wordt verwacht dat de gehalten aan TBT verder zullen dalen maar gezien de lange levensduur in anoxische sedimenten kan deze stof nog voor enige tijd invloed uitoefenen op het ecosysteem van het BDNZ (Belgische staat, 2016). De nodige maatregelen zijn genomen (TBT is verboden op schepen) maar het gebruik via andere toepassingen (b.v. in de houtverduurzaming) neemt toe.

Voor zowel HCB als HCBD wordt een goede milieustatus bereikt met concentraties die voor beide componenten minstens een factor 100 lager liggen dan de milieukwaliteitsnorm. Specifiek werd HCBD in geen enkel staal waargenomen boven de detectielimiet. Ook in vis van inlandse wateren in België wordt een HCBD-waarde hoger dan 0,1 µg/kg slechts uitzonderlijk opgemeten (Teunen et al., 2017). Bovendien zijn de emissies in Europa laag, in 2008 ca. 140 kg/jaar (Van Wijk et al., 2010) en wordt het risico voor het marien milieu laag ingeschat (Van Wijk et al., 2010) waardoor het opvolgen van deze component in het marien milieu geen prioriteit hoeft te zijn.

De milieukwaliteitsnorm voor kwik werd overschreden voor zowel mosselen als botfilet. Dit is in lijn met internationale metingen, want in ieder land dat de OSPAR conventie heeft ondertekend wordt de milieukwaliteitsnorm voor Hg overschreden (OSPAR, 2016b). Ook in vis in inlandse wateren wordt deze norm overschreden, variërend van 24,2 tot 250 µg/kg voor baars tot 74,2 tot 332 µg/kg voor paling (Teunen et al., 2017). Gebaseerd op de Hg-norm van 20 µg/kg wordt een goede milieustatus bijgevolg niet gehaald. Een dalende trend wordt waargenomen voor Hg in mosselen van Oostende en Nieuwpoort. In de trendanalyse voor heel de zuidelijke Noordzee wordt geen dalende trend waargenomen voor Hg in biota voor de periode 1995-2015 (OSPAR, 2017). Omdat kwik gekenmerkt wordt door een globale circulatie, zowel via stromingen als atmosferisch, en er continu uitwisseling plaatsvindt, heeft Europa de concentraties niet zelf in de hand en moeten extra inspanningen in een intercontinentaal kader bekeken worden.

Binnen OSPAR zijn de achtergrondwaarden voor Hg vastgelegd op 5-10 µg/kg versgewicht voor mosselen en 10-70 µg/kg versgewicht voor vis (OSPAR, 2005). Aangezien de milieukwaliteitsnorm nabij of zelfs lager dan de achtergrondwaarde ligt, is het wellicht onmogelijk om in de zuidelijke Noordzee de milieukwaliteitsnorm te halen.

#### 2.6.1.7. Kwaliteitsaspecten

ECOChem, KBIN-OD Natuur is geaccrediteerd volgens ISO17025 voor, onder andere, PAK's en organotinverbindingen. De betrouwbaarheid van de analysemethode wordt omschreven in de standaard operationele procedure.

De basismatrix voor toetsing aan deze Europees wettelijk vastgelegde normen is de waterkolom (met enkele uitzonderingen), wat voor hydrofobe stoffen een technisch moeilijke oefening kan betekenen. Voor PAK's en TBT werd de analysemethode reeds geoptimaliseerd, maar de vereiste detectielimieten worden nog steeds niet gehaald (Belgische Staat, 2016). Tot op heden zijn de gemeten waarden voor deze stoffen doorgaans een stuk hoger dan de vereisten. Voor PAK's, evenals PBDE's, bieden de de bijkomende normen voor de matrix biota een oplossing. De monitoring van deze stoffen kan in de toekomst in biota gebeuren.

Alle aspecten van de staalname van mosselen en bot, zoals frequentie, periodiciteit en verdeling in lengteklassen gebeuren volgens OSPAR richtlijnen (OSPAR, 2010). Analyse van HCB en HCBd werd uitgevoerd door ILVO en analyse van Hg door CODA-CERVA, alle met strikte kwaliteitscontroles. Iedere sequentie werd opgevolgd met eerste lijncontroles door middel van positieve controles, solventblanco's en procedureblanco's.

De laboratoria nemen, als derde lijncontrole, deel aan ringonderzoeken voor de betreffende analyses in de QUASIMEME interlaboratorium studies.

#### 2.6.1.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)). De analyses van kwik in biota werden uitgevoerd door het Centrum voor Onderzoek in Dierengeneeskunde en Agrochemie (CODA).

#### 2.6.1.9. Referenties

Belgische Staat (2016). Stroomgebiedsbeheersplan voor de Belgische kustwateren voor de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG) voor de periode 2016-2021. Federale Overheid van België, 96 pp.

De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 146-155.

Lauwaert, B., De Witte, B., Devriese, L., Fettweis, M., Martens, C., Timmermans, S., Van Hoey, G., Vanlede, J., 2016. Synthesis report on the effects of dredged material dumping on the marine environment (licensing period 2012-2016). RBINS-ILVO-AMT-AMCS-FHR report BL/2016/09, 107p.

OSPAR, 2005. Agreement on Background Concentrations for Contaminants in Seawater, Biota and Sediment. *Ospar agreement 2005-6*, 4p.

OSPAR, 2010. JAMP guidelines for monitoring contaminants in biota, rev. 2010, 120p.

- OSPAR, 2016a. Levels and trends in marine contaminants and their biological effects – CEMP Assessment report 2015, 10p.
- OSPAR, 2016b. Mercury assessment in the marine environment. Assessment criteria comparison (EAC/EQS) for mercury, 42p.
- OSPAR, 2017. Status and trends for heavy metals (mercury, cadmium and lead) in fish and shellfish. OSPAR intermediate assessment 2017, OSPAR commission, [www.ospar.org/assessments](http://www.ospar.org/assessments).
- Teunen, L., Belpaire, C., Dardenne, F., Blust, R. Bervoets, L., 2017. Veldstudie naar de monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2016. Universiteit Antwerpen in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, Antwerpen, België.
- Van Wijk, D., Presow, S., Jones, A. 2010. Hexachlorobutadiene marine risk assessment for the North Sea and evaluation of secondary poisoning risks, 14<sup>th</sup> SETAC LCA CSS, Gothenburg, Sweden.

## 2.6.2. Vervuilende stoffen in sediment en biota

Bavo De Witte, Karien De Cauwer en Koen Parmentier

Voor PCB's wordt de OSPAR milieukwaliteitsnorm niet gehaald voor 2 van de 7 congenen: zowel voor CB118 (sediment en biota) als CB101 (biota) wordt de norm overschreden. Voor de meeste congenen, waaronder de twee problematische, wordt een dalende trend in biota waargenomen. Recent onderzoek toont echter aan dat PCB-concentraties in marien sediment op het BDNZ niet significant gedaald zijn sinds 2005. Over een langere tijdsperiode (1995-2015) is er wel een significante daling waarneembaar in het zuidelijk Deel van de Noordzee.

Geen overschrijdingen worden waargenomen voor PAK's in sediment en in mosselen. In mosselen wordt voor benzo(a)pyreen een dalende trend vastgesteld. In de regionale beoordeling voor de zuidelijke Noordzee wordt een dalende trend waargenomen in biota, maar niet in sediment.

Voor koper, chroom, lood, zink en kwik in sediment wordt de norm op verschillende locaties overschreden. Voor cadmium wordt de norm op 2 locaties overschreden. Deze benadering stelt een worst case scenario voor (zie 2.6.2.6). In biota wordt de norm niet overschreden voor looden cadmium en wordt een dalende trend waargenomen voor lood in mosselen op 2 locaties.

Concentraties aan tributyltin in sediment zijn meestal lager dan de detectielimiet. Hoewel trendanalyse niet mogelijk was, wijzen de resultaten op een verbetering van de toestand. Het ecologisch effect van deze concentraties is nog onbekend door het ontbreken van evaluatiecriteria.

Hetzelfde geldt voor de concentraties aan polygebromeerde difenylethers in biota en sediment. Concentraties zijn meestal lager dan de bepalingsgrens.

### 2.6.2.1. Inleiding

De concentraties aan verontreinigende stoffen in biota en sediment worden vergeleken met door OSPAR bepaalde milieucriteria waaronder geen negatief effect verwacht wordt (Environmental Assessment Criteria, EAC) en achtergrondwaarden (background assessment criteria, BAC) die aanduiden wat de natuurlijke achtergrond van een contaminant is (OSPAR, 2013). Deze waarden zijn weergegeven bij de resultaten. OSPAR Hazardous Substances Strategie heeft als doel concentraties te bereiken dichtbij nul voor antropogene synthetische stoffen.

EAC-waarden voor organische stoffen in sediment zijn genormaliseerd naar 2,5% totaal organisch koolstof (TOC). Voor PAK's en zware metalen in sediment maakt OSPAR gebruik van US-EPA ERL-waarden (Environmental Risk Limits) bepaald op niet-genormaliseerd en niet-gezeefd sediment (OSPAR, 2009a). Voor biota zijn de EAC-waarden uitgedrukt in vetgewicht of na omrekening met speciesspecifieke factoren in natgewicht. Voor zware metalen in biota hanteert OSPAR de EU voedselcriteria.

Hoewel OSPAR in de tussentijdse beoordeling enkel rapporteerde over de drie belangrijkste metalen, nl kwik, lood en cadmium, worden hier de resultaten van meerdere metalen, opgenomen in het OSPAR Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP), getoond. Twee hiervan, koper en zink, zijn ook relevant voor de Kaderrichtlijn Water omdat ze in het kader van het Internationale Scheldeverdrag beschouwd worden als

specifieke verontreinigende stoffen voor de Schelde. Verder maken ook polychloorbifenylen deel uit van de Scheldespecifieke stoffen. Gezien het gebrek aan MKN voor deze substanties, wordt gebruik gemaakt van de EAC zoals gedefinieerd en gebruikt door OSPAR voor de matrix sediment.

Voor organotinverbindingen in sediment en polygebromeerde vlamvertragers in sediment en biota werden geen milieukwaliteitsnormen door OSPAR bepaald.

#### 2.6.2.2. Achtergrond

PCB's komen van nature niet voor in het marien milieu. Tussen 1930 en 1983 werden grote hoeveelheden PCB's geproduceerd die door lozingen, lekken, verdamping of accidenten in het milieu terecht kwamen. Hoewel PCB's reeds sinds de jaren '80 niet meer geproduceerd worden, zijn er nog steeds bronnen van PCB's aanwezig, zoals vb. dumpen van afval, PCB-bevattende uitrusting en remobilisatie uit sediment of bij bepaalde thermische of chemische processen. Daarom geeft OSPAR aan dat er sinds 1998 op veel plaatsen geen of slechts een beperkte daling optreedt van de PCB concentratie in het marien milieu. Theoretisch zijn er 209 PCB congenen. Op basis van hun relatief hoge abundantie in technisch geproduceerde mengsels en toxiciteit werden 7 zogenaamde indicator-PCB's geselecteerd voor de opvolging van de toestand, namelijk CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153 en CB180.

PAK's zijn aromatische koolwaterstoffen die enkel uit waterstof en koolstof zijn opgebouwd. Door US EPA worden 16 PAK's als prioritair naar voren geschoven voor milieu-analyse. Uit deze lijst heeft OSPAR 9 PAK's geselecteerd om op te volgen binnen nationale monitoringsprogramma's: anthraceen (ANT), benzo(a)anthraceen (BAA), benzo(ghi)peryleen (BGHIP), benzo(a)pyreen (BAP), chryseen (CHR), fluorantheen (FLU), indeno[1,2,3-cd]pyreen (ICDP), pyreen (PYR) en fenanthreen (PA). PAK's worden ook door natuurlijke activiteiten gevormd in branden, en zijn wijdverspreid in het marien milieu door offshore activiteiten, olieverontreining en rivierlozingen maar evenzeer door atmosferisch transport van PAK's na verkeers- en industriële emissies. PAK's hebben carcinogene en mutagene eigenschappen maar kunnen ook andere nadelige effecten hebben zoals vb. oog-, huid- of slijmvliesirritaties.

Zware metalen omvatten onder andere lood (Pb), kwik (Hg), zink (Zn), koper (Cu), chroom (Cr), cadmium (Cd), nikkel (Ni) en arseen (As). De concentratie aan zware metalen in het marien milieu wordt bepaald door de natuurlijke achtergrond en door menselijke inbreng. Zowel via de lucht als het water kunnen zware metalen in het marien milieu terechtkomen. In de jaren '90 werd een sterke daling van de concentraties waargenomen door emissiereducties bij industriële verbrandingsprocessen, metaalproductie, transport en afvalstromen. Sinds de jaren 2000 is de daling beperkter of worden voor sommige metalen lokaal stijgende trends waargenomen. De toepassing van metalen in nanopartikels, waarvan zowel de hoeveelheid als het aantal toepassingen sterk stijgt, levert lokaal toenemende concentraties op.

Organotinverbindingen zijn toxisch voor vele mariene organismen, en leiden tot o.a. verminderde reproductie bij verschillende weekdieren (zie 2.6.4).

PBDE's of polygebromeerde difenylethers worden voornamelijk als vlamvertragers gebruikt in verschillende materialen zoals plastic, textiel, elektronische producten, bouw materiaal, meubelen en voertuigen. PBDE's zijn wijdverspreid en kunnen in het milieu terechtkomen door o.a. emissies tijdens productieprocessen,

afvalrecyclage en lekken op afvalstortplaatsen. Deze stoffen hebben de neiging tot binding met sediment en zijn niet water-oplosbaar. Ze zijn toxisch en persistent en kunnen accumuleren in vis of mosselen.

#### 2.6.2.3. Geografisch gebied

Voor de sedimentanalyse worden 10 staalnamelocaties halfjaarlijks bemonsterd. Voor de analyse van biota worden mosselen van strandhoofden van Nieuwpoort, Oostende en Knokke bemonsterd (zie Figuur 2.32). Daarnaast wordt de staalname van bot uitgevoerd over een gebied, representatief voor het BDNZ.

#### 2.6.2.4. Methodologie

In een halfjaarlijkse staalnamecampagne (januari en juli) worden sedimentstalen genomen op 10 stations (W01-W10). De concentratie aan contaminanten worden bepaald op de <63 µm fractie na natte zeping. Op de locaties W08, W09 en W10 is het aandeel <63µm partikels klein, waardoor er niet steeds voldoende materiaal aanwezig is om alle parameters te analyseren.

Er worden ook jaarlijks mosselen en botstalen genomen (zie 2.6.1). PCB's worden opgemeten in de lipidenfractie en omgerekend naar een concentratie uitgedrukt in natgewicht a.d.h.v. het totale lipidengehalte. PAK's en zware metalen worden geanalyseerd op verse stalen en uitgedrukt in µg/kg versgewicht. Organotin en PBDE's worden bepaald op gevriesdroogde stalen.

PCB's en PAK's in sediment werden geanalyseerd m.b.v GC-MS (GC-ECD voor 2014) na een versnelde vloeistofextractie zoals beschreven in De Witte et al. (2016). Extractie en opzuivering voor de bepaling in biota is beschreven in De Witte et al. (2014) en Van Hoey et al. (2012). Voor meer informatie over destructie, extractie en analyse van zware metalen op sediment en biota wordt verwezen naar De Witte et al. (2016) en Lauwaert et al. (2016). Organotin, na ethylering, en PBDE's, na versnelde vloeistofextractie, worden eveneens geanalyseerd via GC-MS (Triple Quad voor analyse van biota en sedimentstalen sinds 2014) volgens de procedures beschreven en beschikbaar bij ECOCHEM.

Binnen OSPAR-beoordelingen worden de concentraties in sediment genormaliseerd naar 2,5% totaal organisch koolstof (TOC) voor organische stoffen en 5% aluminium voor metalen om te compenseren voor het verschil in sedimentsamenstelling zoals bv. korrelgrootteverdeling en gehalte aan organisch materiaal (OSPAR, 2011). Deze benadering leidt tot een worst-case analyse ten opzichte van de ERL-limiet.

Voor de beoordeling van de toestand, baseert OSPAR zich op de gemodelleerde waarde, na log-transformatie, voor het meest recente monitoringsjaar vermeerderd met het 95% betrouwbaarheidsinterval. Deze bovengrens, die rekening houdt met de variatie tussen de metingen, wordt rechtstreeks vergeleken met de BAC- en EAC-waarden. Voor biota werd de meest recente OSPAR-MIME-beoordeling gebruikt (OSPAR, 2017a). Voor sediment werd een eigen beoordeling uitgevoerd op basis van meer gegevens, binnen de periode 2011-2015, aan de hand van een lineaire trend in log-concentratie, met het 95% betrouwbaarheidsinterval, over een periode van ongeveer 5 jaar. Bij onvoldoende datapunten, werd conform de OSPAR benadering, de gemiddelde log-waarde berekend.

Wegens het ontbreken van een norm voor organotinverbindingen in sediment werd een lineaire trendanalyse uitgevoerd na log-transformatie op basis van gegevens 2007-2015.

### 2.6.2.5. Resultaten en trend

#### Polychloorbifenylen

De resultaten voor PCB's in sediment zijn weergegeven in Tabel 2.18. Voor 6 van de 7 PCB's is de gemodelleerde 95% betrouwbaarheidsintervalwaarde lager dan de EAC maar hoger dan de BAC-waarde. Voor CB118 wordt evenwel de EAC-waarde overschreden op alle monitoringslocaties. Tijdreeksen op de W-monitoringspunten zijn nog te beperkt voor trendanalyse (OSPAR, 2016). In het zuidelijk deel van de Noordzee met data van 1995-2015 werd wel een significant dalende trend voor PCB's waargenomen (OSPAR, 2017b).

Tabel 2.18. PCB-concentraties (genormaliseerd 2,5% TOC) in sediment in µg/kg: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemodelleerde concentratie in 2014 en gemiddelde voor W01 (2011-2014).

Locatie	CB28	CB52	CB101	CB118	CB138	CB153	CB180
W01	0,35	0,31	0,59	0,79	1,08	1,41	0,61
W02	0,85	0,55	1,25	1,46	1,33	2,37	1,00
W03	1,15	0,36	0,95	1,48	1,16	1,92	0,72
W04	0,71	0,34	0,73	1,03	1,03	1,54	0,64
W05	0,37	0,30	0,43	0,82	1,13	1,30	0,42
W06	0,66	0,21	0,76	2,26	2,07	3,47	1,48
W07	0,29	0,20	0,54	0,95	1,17	1,24	0,42
EAC	1,7	2,7	3	0,6	7,9	40	12
BAC	0,22	0,12	0,14	0,17	0,15	0,19	0,10

Voor biota wordt de EAC-norm van CB118 overschreden (Tabel 2.19). Voor mosselen bedroeg de overschrijding meer dan een factor 4, in botlever meer dan 2. Daarnaast werden in biota ook overschrijdingen waargenomen voor CB101 in mosselen van Oostende en Knokke. Voor alle congenere, uitgezonderd CB52, wordt wel een dalende trend waargenomen in mosselen en bot. Dit komt overeen met de regionale trendanalyse voor de zuidelijke Noordzee (OSPAR, 2017b).

Tabel 2.19. PCB's in mariene organismen in µg/kg natgewicht: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemodelleerde concentratie voor 2016 (blauw: lager dan BAC, groen: lager dan EAC, rood: hoger dan EAC, pijl toont de geobserveerde trend). Bron: OSPAR assessment (OSPAR, 2017a).

Soort	Locatie	CB28	CB52	CB101	CB118	CB138	CB153	CB180
mossel	Nieuwpoort	0,094 ↓	1,126	1,538	1,416	2,315	4,890	0,221 ↓
	Oostende	0,134	0,971	2,228 ↓	1,409 ↓	2,341 ↓	5,015 ↓	0,254 ↓
	Knokke	0,169	1,092	2,139 ↓	1,492 ↓	2,848 ↓	6,595 ↓	0,547 ↓
	BAC	0,128	0,128	0,119	0,102	0,102	0,102	0,102
	EAC	0,871	1,404	1,573	0,325	4,121	20,605	6,097
bot, lever	BDNZ	1,30	7,78 ↓	9,73 ↓	8,48 ↓	29,38 ↓	33,80 ↓	16,75 ↓
	BAC	0,10	0,08	0,08	0,10	0,09	0,10	0,11
	EAC	8,71	14,04	15,73	3,25	41,21	206,05	60,97

## PAK's

Concentraties in sediment in het BDNZ zijn beduidend lager dan de ERL waardoor negatieve effecten op mariene organismen onwaarschijnlijk zijn. Voor BGHIP en ICDP zijn de concentraties zelfs lager dan de achtergrondwaarden (zie Tabel 2.20). In het algemeen zijn de resultaten hoger in de kustzone dan verder in zee. Er werd geen trendanalyses uitgevoerd vanwege de beperkte tijdsreeks op de W-locaties voor PAK-data (OSPAR, 2017a). Ook in de regionale beoordeling zijn de concentraties lager dan de ERL. Er werd voor het zuidelijk deel van de Noordzee geen dalende trend waargenomen sinds 1995 (OSPAR, 2017b).

Tabel 2.20. PAK's (genormaliseerd 2,5% TOC) in sediment in µg/kg: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemodelleerde concentratie in 2015 (blauw: lager dan BAC, groen: lager dan ERL, rood: hoger dan ERL).

	ANT	BAA	BAP	BGHIP	CHR	FLU	ICDP	PA	PYR
W01	27.2	45.3	48.8	48.6	65.9	165.1	57.9	79.5	81.2
W02	36.3	64.7	69.2	68.9	87.8	217.8	90.6	108.7	111.2
W03	27.5	47.5	53.0	55.6	63.3	158.6	71.8	81.7	83.2
W04	34.4	64.1	67.6	61.2	82.4	159.8	76.8	123.4	117.5
W05	17.1	29.1	46.6	35.0	44.7	72.2	48.6	69.5	54.7
W06	10.0	16.7	22.3	16.9	22.0	35.9	26.2	42.8	31.4
W07	21.3	40.0	46.8	41.9	52.1	89.9	54.6	81.7	71.7
W08	20.0	27.5	35.4	38.9	38.7	78.4	39.3	119.5	53.0
W09	8.8	28.3	27.6	45.6	42.8	54.5	45.6	58.6	62.4
W10	18.1	43.3	41.7	56.5	63.4	106.7	63.8	217.9	130.3
ERL	85	261	430	85	384	600	240	240	665
BAC	5	16	30	80	20	39	103	32	24

In mosselen wordt voor geen enkele PAK de EAC-waarde overschreden (Tabel 2.21). De PAK-concentraties zijn wel hoger dan de BAC-waarde. Trendanalyse (OSPAR, 2016) geeft aan dat er enkel voor benzo(a)pyreen dalende trends worden opgemerkt in mosselen op het BDNZ. In een ruimere analyse, worden algemeen dalende PAK-trends waargenomen voor het zuidelijk deel van de Noordzee (OSPAR, 2017b).

Tabel 2.21. PAK's in mosselen in µg/kg natgewicht: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemodelleerde concentratie voor 2016 (met blauw: lager dan BAC, groen: lager dan EAC, rood: hoger dan EAC, pijl toont de geobserveerde trend). Bron: OSPAR status assessment (OSPAR, 2017a).

Locatie	ANT	BAA	BGHIP	BAP	CHR	FLU	ICDP	PYR	PA
Nieuwpoort	0,38	1,57	2,05	0,66	2,18	7,95	1,27	7,76	4,50
Oostende	0,46	2,23	2,43	0,88 ↓	2,75	10,71	1,46	9,40	4,16
Knokke	0,52	2,63	2,72	0,96 ↓	2,53	13,65	1,70	11,46	4,55
EAC	49,3	13,6	18,7	102	NVT	18,7	NVT	17	289
BAC	NVT	0,425	0,425	0,238	NVT	2,07	0,408	1,53	1,87



## Metalen

Van de prioritare metalen in sediment overschrijden Pb en Hg de ERL-waarde op de meeste locaties (Tabel 2.22): voor Pb worden de hoogste concentraties teruggevonden op grote afstand van de kust, met hogere waarden voor W05-W10 ten opzichte van W01-W04. Voor Hg, worden de hoogste waarden teruggevonden op W02 en W03, i.e. in de kustzone ter hoogte van respectievelijk Oostende en Nieuwpoort. Voor Cd werden overschrijdingen waargenomen op dezelfde 2 locaties.

Koper, zink en chroom overschrijden bijna overal de ERL-waarde, ook voorbij de territoriale wateren (Tabel 2.22). Op schaal van de zuidelijke Noordzee werden dalende trends waargenomen voor Hg, Pb en Cd in sediment van 1995-2015 (OSPAR, 2017b).

*Tabel 2.22. Zware metalen in sediment (genormaliseerd 5% Al) in µg/g: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemodelleerde concentratie in 2014 en gemiddelde voor W08, W09 en W10 (2011-2012) en Arseen (2011-2012, 2015).*

Locatie	As	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
W01	6,2*	0,75	18,8	123,3	35,4	46,6	186,0	0,31
W02	6,7*	1,27	28,6	131,9	36,0	65,7	212,7	0,36
W03	8,2*	1,37	39,9	135,9	39,6	129,4	313,8	0,37
W04	16,2*	0,84	58,0	126,0	38,7	203,7	350,6	0,29
W05	81,3*	0,47	51,5	150,5	64,6	583,0	314,1	0,23
W06	14,5*	0,26*	36,0	225,1	140,1	211,5	246,9	0,11
W07	28,7*	0,50	102,6	212,1	86,0	1159,8	483,8	0,26
W08	18,1*	-	51,0*	212,8*	95,0*	149,3*	139,4*	0,14*
W09	33,1*	0,24*	59,7*	190,8*	87,6*	224,5*	156,0*	0,16*
W10	132,9*	-	62,6*	312,9*	166,4*	378,2*	177,8*	0,18*
ERL	NVT	1,2	34	81	NVT	47	150	0,15
BAC	25	0,31	27	81	36	38	122	0,07

\* Waarde berekend op minder dan 5 datapunten (OSPAR, 2017a)

In biota wordt voor zowel Cd en Pb het milieucriterium, voorgesteld door OSPAR (Tabel 2.23), gehaald. Ook Hg in biota haalt het milieucriteria van 500 µg/kg natgewicht, dit in tegenstelling tot de evaluatie t.o.v. de veel lagere MKN die gehanteerd wordt in het kader van KRW en waarvoor verwezen wordt naar 2.6.1. Voor Pb wordt een dalende trend vastgesteld in bot en in mosselen. Op regionale schaal wordt (OSPAR, 2017b) voor de periode 1995-2015 een dalende trend waargenomen voor Pb en een stijgende trend voor Cd. Voor Hg wordt noch een stijging, noch een daling waargenomen.

Tabel 2.23. Zware metalen in mariene organismen in µg/kg: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemodelleerde concentratie voor 2016, uitgedrukt als µg/kg natgewicht (blauw: lager dan BAC, groen: lager dan EAC, rood: hoger dan EAC, pijl toont de geobserveerde trend). Bron: OSPAR status assessment (OSPAR, 2017a).

Soort	Locatie	Cd	Pb
mossel	Nieuwpoort	150,18	207,15 ↓
	Oostende	213,60	224,25 ↓
	Knokke	362,09	319,56 ↓
bot	BDNZ	127,25	29,24
<b>Beoordelingscriteria</b>	EAC	1000	1500
mossel	BAC	163,2	221
bot	BAC	26	26

### Organotinverbindingen

Er werden geen EACs opgesteld voor organotinverbindingen in sediment (voor biota zie 2.6.4). De hoogste tributyltin (TBT)-concentraties worden waargenomen in de éénmijlszone (Tabel 2.24). De maximale en gemiddelde (via log-transformatie) waarden geobserveerd in de periode 2011-2015 zijn lager dan deze bekomen tijdens de vier jaar voordien wat wijst op een verbetering van de toestand. Op de meeste locaties zijn de meerderheid van de concentraties zo laag dat ze niet accuraat gemeten kunnen worden (de bepalingsgrens daalde van 2µg/kg naar 0,41µg/kg voor resultaten vanaf 2014). Hierdoor is het aantal tijdsreeksen dat gebruikt kan worden voor trendanalyse beperkt tot één, nl. station W03 waar geen trend werd waargenomen.

Tabel 2.24. Tributyltin-concentraties (genormaliseerd 2.5% TOC) in sediment in µg/kg: minimale, maximale en gemiddelde (log) waarde in de periode 2007-2010 en 2011-2015.

	2007-2010		2011-2015	
	Min-max	Gem.	Min-max	Gem.
W01	<0.76 - 24.82	5.33	<1.03 - 7.67	2.79
W02	<1.85 - 24.78	8.05	<1.46 - 9.53	4.03
W03	3.94 - 7.2	5.16	<1.85 - 6.05	4.12
W04	<1.87 - 9.17	4.11	2.35 - 4.4	3.39
W05	<1.75 - 8.2	4.11	0.68 - <4.76	1.73
W06	<0.86 - 14	2.41	<1.32 - 4.76	2
W07	<0.74 - 5.26	2.18	0.87 - 2.12	1.43
W08	<1 - 4.69	1.96	<1.92 - <2.99	2.37
W09	0.89 - 3.13	1.72	<0.57 - <2.17	1.31
W10	<1.4 - 4.78	2.97	0.81 - <5.21	2.31

### PBDE's

Voor polygebromeerde difenylethers bestaan geen EACs in sediment noch biota. De resultaten voor congenen 28, 47, 99, 100, 153 en 154 worden hier besproken. De meerderheid van de gemeten concentraties in de periode 2013-2016 zijn lager dan de bepalingsgrens van 0.06 µg/kg (Tabel 2.25). De gemiddelde waarde is steeds lager dan 0.5 µg/kg. Enkel voor congenen 47 en 99 wordt een maximale waarde van meer dan 1 µg/kg gevonden op respectievelijk op W06 en W04. Trendanalyse is niet mogelijk door te veel waarden lager dan bepalingsgrens en te korte tijdreeks.

Dit is eveneens het geval in de regionale beoordeling (OSPAR, 2017) waardoor trendanalyse maar zeer beperkt kon uitgevoerd worden. De gemiddelde concentraties zijn laag (<1µg/kg) en het hoogst in de zuidelijke Noordzee.

*Tabel 2.25. PBDE-concentraties (genormaliseerd 2.5% TOC) in sediment in µg/kg drooggewicht: maximale en gemiddelde (log) waarde in de periode 2013-2015.*

	PBDE28		PBDE47		PBDE99		PBDE100		PBDE153		PBDE154	
	Max	Gem.	Max	Gem.	Max	Gem.	Max	Gem.	Max	Gem.	Max	Gem.
W01	<0.18	0.15	<0.18	0.15	<0.18	0.15	<0.18	0.15	<0.18	0.15	<0.18	0.15
W02	0.45	0.13	0.57	0.15	0.45	0.13	0.45	0.13	<0.15	0.1	<0.15	0.1
W03	<0.09	0.06	0.1	0.07	0.1	0.07	<0.09	0.06	<0.09	0.06	<0.09	0.06
W04	<0.19	0.09	<0.19	0.1	1.14	0.14	<0.19	0.09	<0.19	0.09	<0.19	0.09
W05	<0.1	0.08	0.83	0.18	0.61	0.13	<0.1	0.08	0.3	0.11	<0.1	0.08
W06	<0.11	0.06	4.55	0.19	<0.11	0.06	<0.11	0.06	<0.11	0.06	<0.11	0.06
W07	<0.08	0.06	0.35	0.08	0.25	0.07	<0.08	0.06	<0.08	0.06	0.08	0.06
W08	<0.1	0.08	0.33	0.17	0.36	0.14	<0.1	0.08	<0.1	0.08	<0.1	0.08
W09	<0.08	0.07	0.33	0.11	13.83	0.25	<0.08	0.07	<0.08	0.07	<0.08	0.07
W10	<0.17	0.12	0.98	0.41	0.39	0.19	<0.17	0.12	<0.17	0.12	<0.17	0.12

Ook in biota zijn de meerderheid van de resultaten lager dan de bepalingsgrens van 0,06 µg/kg drooggewicht. De gemiddelde waarden in de periode 2011-2016 zijn lager dan of gelijk aan 0,1 µg/kg natgewicht, de maximale waarden lager dan 1 µg/kg natgewicht (zie Tabel 2.26). De gemiddelden geobserveerd in de periode 2008-2010 zijn lichtjes hoger.

Tabel 2.26. PBDE concentraties in mosselen ( $\mu\text{g/kg}$  natgewicht): minimale, maximale en gemiddelde (log) waarde in de periode 2011-2016.

Locatie	Parameter	2008-2010		2011-2015	
		Min-max	Gemiddelde	Min-max	Gemiddelde
Knokke	PBDE28	<0.02-<0.03	0.03	<0.01-0.04	0.02
	PBDE47	<0.02-0.64	0.16	<0.02-0.73	0.10
	PBDE99	<0.02-0.28	0.07	<0.01-0.09	0.03
	PBDE100	<0.02-0.19	0.06	0.01-0.22	0.04
	PBDE153	0.02-0.03	0.03	<0.01-0.12	0.03
	PBDE154	<0.02-1.48	0.07	<0.01-0.34	0.03
Nieuwpoort	PBDE28	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-0.04	0.03
	PBDE47	<0.02-0.6	0.09	<0.02-0.22	0.07
	PBDE99	<0.03-0.27	0.04	<0.02-0.03	0.02
	PBDE100	<0.02-0.05	0.03	<0.02-0.07	0.03
	PBDE153	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-<0.03	0.02
	PBDE154	<0.02-0.49	0.03	<0.02-<0.03	0.02
Oostende	PBDE28	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-<0.03	0.02
	PBDE47	<0.02-0.53	0.08	<0.02-0.08	0.03
	PBDE99	<0.02-0.31	0.07	<0.02-0.05	0.03
	PBDE100	0.02-0.17	0.05	<0.02-0.08	0.04
	PBDE153	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-<0.03	0.02
	PBDE154	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-<0.03	0.02

Op regionaal niveau werd voor de meerderheid van de beoordelinggebieden, waaronder de zuidelijke Noordzee, een dalende trend opgemerkt van concentraties in biota (uitgezonderd in Skagerrak en Kattegat).

#### 2.6.2.6. Conclusies

##### PCB's

Voor PCB's in het marien milieu wordt geen goede milieutoestand bekomen, aangezien de OSPAR EAC-waarden overschreden worden voor CB118 in zowel sediment als biota en voor CB101 in biota. Deze resultaten zijn conform de OSPAR tussentijdse beoordeling 2017 voor de zuidelijke Noordzee (OSPAR, 2017b). Door de persistentie van PCB's zal de ultieme doelstelling van een PCB-concentratie nabij 0 ook de volgende tientallen jaren niet worden gehaald (OSPAR, 2017a; OSPAR, 2017b). In biota wordt, voor deze twee problematische stoffen, een dalende trend waargenomen. De sedimentanalyses duiden aan dat de PCB-contaminatie groter is nabij de kust. Een recente studie over PCB's in sediment op het BDNZ toonde bovendien aan dat de sedimentconcentraties sinds 2004 niet significant zijn gedaald en dat er lokaal zelfs stijgende trends kunnen waargenomen worden (De Witte et al., 2016). Dit kan verklaard worden door de aanwezigheid van PCB-bronnen zoals bijvoorbeeld input via rivieren of baggerslib (Laane et al., 1999), sedimenttransport of atmosferische depositie (O'Driscoll et al. 2013) of afvaldumping (OSPAR, 2012) die de verliezen door verdunning en degradatie compenseren over de voorbije 10-15 jaren (De Witte et al., 2016). Ook andere studies bevestigen dit: Roose et

al. (2005) bestudeerden 1991-2001-data, het OSPAR 2010 kwaliteitsstatusrapport (OSPAR, 2010) bestudeerde de 1998-2007 periode. Over een langere tijdsperiode worden wel dalende trends waargenomen in het zuidelijk deel van de Noordzee (OSPAR, 2017b) voor de periode 1995-2015 en door Everaert et al. (2014) voor de periode 1991-2010. Een langetermijntrend, die de PCB-data op het BDNZ van 1970 tot heden omvat, rekening houdend met verschillen in analytische methodes, zal in 2018 ter beschikking komen door het BELSPO 4Demon project.

#### PAK's

Voor PAK's worden geen overschrijdingen waargenomen in sediment. De resultaten tonen in het algemeen iets hogere concentraties nabij de kust. In deze zone kan er naast atmosferische depositie immers ook grotere impact zijn van havenpollutie, directe lozingen, scheepsverkeer,... De concentraties in mosselen overschrijden nergens de norm. Uitgezonderd voor benzo(a)pyreen, wordt geen dalende trend waargenomen in mosselen, waardoor het belangrijk is om deze stoffen verder op te volgen in de tijd.

#### Metalen

Ondanks een sterke daling van de concentratie aan zware metalen in marien sediment in de jaren '90 (OSPAR, 2010), valt op dat de concentraties aan Pb, Hg, Cu, Zn, Cr en Ni nog steeds hoger liggen dan de achtergrondwaarde, wat nog steeds duidt op contaminatie. Een recente studie (De Witte et al., 2016) duidt evenwel aan dat sinds 2005 op verschillende locaties nog steeds een daling waar te nemen is in de concentratie van Pb, Hg, Cr en Cd. Toch werden in deze studie ook lokaal stijgende trends waargenomen voor Cu, Zn en Hg. De daling voor Pb, Hg en Cd in het BDNZ komt overeen met de regionale trend voor de zuidelijke Noordzee voor de periode 1995-2015 (OSPAR, 2017b).

Voor Pb, Hg, Cu, Zn en Cr wordt de vooropgestelde ERL-waarde op meerdere locaties overschreden, voor Cd op 2 locaties. De goede milieustatus wordt bijgevolg niet gehaald. ERL-waarden werden door de US-EPA bepaald voor niet-genormaliseerde data, bepaald op het niet-gezeefde sediment. Door het zeven van sediment op 63 µm en het normaliseren naar 5% Al, zal de genormaliseerde waarde voor de metaalconcentraties hoger zijn dan de niet-genormaliseerde waarde voor niet-gezeefd sediment. Hierdoor wordt met deze benadering, analoog aan de OSPAR tussentijdse beoordeling (OSPAR 2016), een worst case scenario voorgesteld.

In tegenstelling met sediment, wordt voor biota wel een goede milieustatus bekomen voor Cd en Pb. Voor Pb is er bovendien een significant dalende trend. OSPAR overweegt een herziening van het gebruik van deze voedselkwaliteitscriteria als EAC-waarde, omdat deze niet als beste grenswaarde beschouwd worden voor het inschatten van milieurisico's (OSPAR, 2010).

#### Organotinverbindingen

Tributyltinconcentraties in sediment zijn dikwijls lager dan de bepalingsgrens. Hoewel trendanalyse hierdoor amper kon worden uitgevoerd, wijzen de bekomen resultaten op een verbetering van de toestand. De regionale beoordeling (OSPAR, 2017) toonde een dalende trend in het Nederlands deel van de zuidelijke Noordzee.

Hoewel directe toevoer in het mariene milieu verboden is, is er nog ander gebruik van TBT (o.a. houtverduurzaming) in sommige landen waardoor verdere monitoring aangewezen is. Door het gebrek aan evaluatiecriteria is het ecologisch effect van organotin in sediment niet bekend. Het opstellen van criteria

hiervoor is aangewezen.

#### PBDE's

Concentraties aan polygebromeerde difenylethers zijn meestal lager dan de bepalingsgrens en vertonen geen duidelijke wijzigingen. Door het ontbreken van beoordelingscriteria kan het effect voor het milieu niet ingeschat worden.

#### 2.6.2.7. Kwaliteitsaspecten

Alle aspecten van de staalname, zoals frequentie, periodiciteit, verdeling in lengteklassen,... gebeuren volgens OSPAR richtlijnen (OSPAR, 2010). Alle analyses werden uitgevoerd met strikte kwaliteitscontroles. Iedere sequentie werd opgevolgd met eerste lijncontroles door middel van positieve controles, solventblanco's en procedureblanco's. Als derde lijncontrole wordt deelgenomen aan de Quasimeme ringtesten (Quasimeme, Wageningen, Nederland) die zich toespitsen op mariene stalen. De analyse van PAK's en organotin in sediment gebeurt met een volgens ISO/IEC 17025 geaccrediteerde methode.

#### 2.6.2.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)) en het Dome-portaal van het ICES data centre. Analyses van zware metalen in biota en sediment werden uitgevoerd door het Centrum voor Onderzoek in Dierengeneeskunde en Agrochemie (CODA). Scripts voor de beoordeling van concentraties in sediment werden ontwikkeld als SQL-scripts op de Oracle database (BMDC) en zijn beschikbaar bij KBIN-OD Natuur.

#### 2.6.2.9. Referenties

- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 146-155.
- De Witte, B., Ruttens, A., Ampe, B., Waegeneers, N., Gauquie, J., Devriese, L., Cooreman, K., Parmentier, K., 2016. Chemical analyses of dredged spoil disposal sites at the Belgian part of the North Sea, *Chemosphere*, 156, 172-180.
- Everaert, G., De Laender, F., Deneudt, K., Roose, P., Mees, J., Goethals, P., Janssen, C., 2014. Additive modelling reveals spatiotemporal PCBs trends in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 79, 47-53.
- Laane, R., Sonneveldt, H., Van der Weyden, A.J., Loch, J., Groeveveld, G., 1999. Trends in the spatial and temporal distribution of metals (Cd, Cu, Zn, and Pb) and organic compounds (PCBs and PAHs) in Dutch coastal zone sediments from 1981 to 1996: a model case study for Cd and PCBs. *Journal of Sea Research*, 41, 1-17.
- Lauwaert, B., De Witte, B., Devriese, L., Fettweis, M., Martens, C., Timmermans, S., Van Hoey, G., Vanlede, J., 2016. Synthesis report on the effects of dredged material dumping on the marine environment (licensing period 2012-2016). RBINS-ILVO-AMT-AMCS-FHR report BL/2016/09, 107p.
- O'Driscoll, K., Mayer, B., Ilyina, T., Pohlmann, T. Modelling the cycling of persistent organic pollutants (POPs) in the North Sea system: Fluxes, loading, seasonality, trends. *Journal of Marine Systems*, 111-112, 69-82.
- OSPAR, 2009a. Background document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010, publication number

- 461/2009, 23p.
- OSPAR, 2009b. Agreement on CEMP assessment criteria for the QSR 2010. Agreement 2009-2. 7p.
- OSPAR, 2010. JAMP guidelines for monitoring contaminants in biota, rev. 2010, 120p.
- OSPAR, 2011. JAMP guidelines for monitoring contaminants in sediments, rev. 2011, 113p
- OSPAR, 2010. Quality Status Report 2010. Ospar commission. London, 176 pp.
- OSPAR, 2012. CEMP Assessment Report. Monitoring and Assessment Series. OSPAR Publication 563.2012. ISBN 978-1-907390-68-5.
- OSPAR, 2013. Levels and trends in marine contaminants and their biological effects – CEMP Assessment report 2012, publication number 596/2013, 29p.
- OSPAR, 2017a. OSPAR assessment using data extracted from DOME on 23 October 2017. <http://dome.ices.dk/osparmime2017/main.html>
- OSPAR, 2017b. OSPAR Intermediate Assessment 2017. OSPAR commission. [www.ospar.org/assessments](http://www.ospar.org/assessments). Of <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/>
- Van Hoey, G., Delahaut, V., Derweduwen, J., Devriese, L., De Witte, B., Hostens, K., Robbens, J., 2012. Biological and chemical effects of the disposal of dredged material in the Belgian Part of the North Sea (licensing period 2010-2011). Ilvo mededeling 109, 120p.
- Roose, P., Raemaekers, M., Cooreman, K., Brinkman, U., 2005. Polychlorinated biphenyls in marine sediments from the southern North Sea and Scheldt estuary: a ten-year study of concentrations, patterns and trends. Journal of Environmental Monitoring, 7, 701-709.

### 2.6.3. Concentraties Hg, PCB, DDT, HCB en HCH in vogeleieren

Eric Stienen en Marc Van De Walle

De concentraties van Hg, PCB, DDT en HCB in visdief-eieren die in 2008, 2010 en 2015 werden verzameld in de kolonie van Zeebrugge waren in alle jaren hoger, en in het geval van PCB veel hoger, dan de vooropgestelde norm. Alleen voor HCH werd de goede milieutoestand behaald.

#### 2.6.3.1. Inleiding

Om de gezondheidstoestand van de Europese Atlantische en Noordzeekusten op te volgen heeft OSPAR in het verleden enkele doelstellingen geformuleerd, de zogenaamde *Ecological Quality Objectives* (EcoQOs) waar de monitoring van vervuiling van vogeleieren deel van uitmaakte. De ophoping in het mariene milieu van persistente polluenten zoals zware metalen en organochloorverbindingen (PCB's, DDT's, HCB en HCH's) wordt gemeten in eieren van visdief, noordse stern en scholekster. De aanwezige concentraties worden afgetoetst aan vooraf vastgelegde drempelwaarden (Ditmann et al., 2011). Gebaseerd op langlopende monitoring in de Waddenzee (Becker et al., 2004, 2009) werd in de Noordzee een pilootstudie uitgevoerd in 2008-2010, waarvoor ook België eieren heeft aangeleverd. Daarnaast werden er eieren uit 2015 aangeleverd.

Initiële milieudoelen aan gekoppeld in het kader van de KRMS, nl. 'concentraties PCB, DDT, HCB en HCH overschrijden de drempelwaarden niet', en, 'er wordt geen verschil gemeten tussen de kwikconcentraties in vogeleieren uit getroffen en niet-geïndustrialiseerde zones'. Bij gebrek aan vogeleieren uit niet-geïndustrialiseerde zones, werd het doel aangepast en worden ook de kwikconcentraties vergeleken met OSPAR drempelwaarden. In 2017 maakte deze graadmeter evenwel geen deel uit van de tussentijdse beoordeling van de milieutoestand die OSPAR uitvoerde.

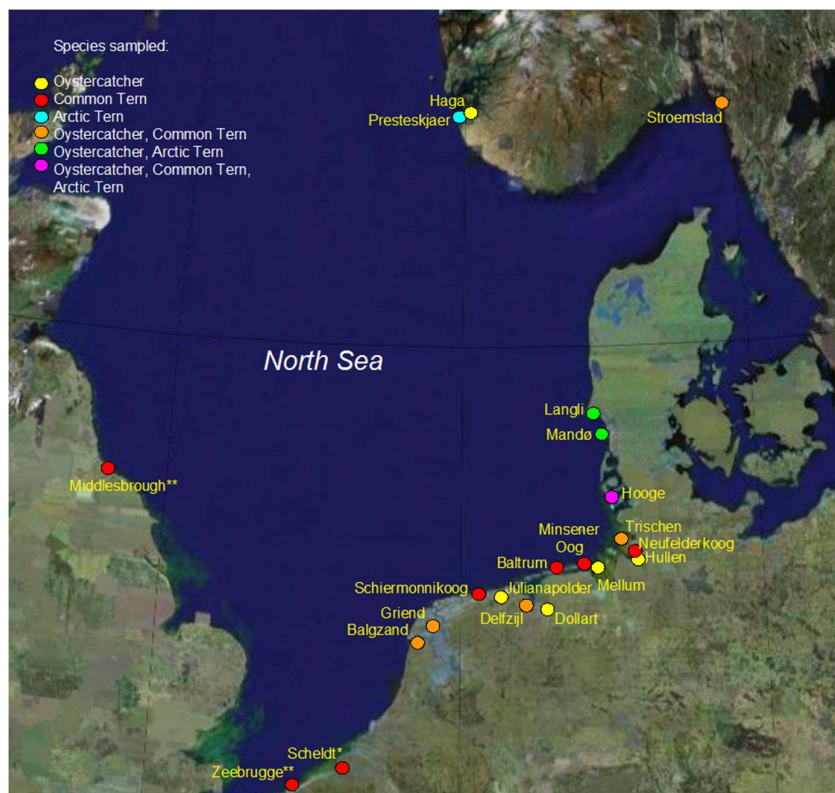
#### 2.6.3.2. Achtergrond

De Europese kusten vormen een belangrijk habitat voor broedende zeevogels. Hoewel veel van deze broedgebieden als onderdeel in uitvoering van de EU-Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn worden beschermd, staan ze vaak onder druk door vervuiling met persistente contaminanten die zich via het voedselweb ophopen in hogere organismen. Zeevogels staan aan de top van de voedselpiramide en worden daarom vaak gebruikt om persistente vervuiling te monitoren. Vooral zeevogeleieren zijn een bruikbare matrix omdat ze een non-destructieve monitoring toelaten.

#### 2.6.3.3. Geografisch gebied

Figuur 2.34 toont de kolonies waar eieren van visdief, noordse stern en/of scholekster werden verzameld. Enkel de locaties waar eieren van visdief of noordse stern werden verzameld zijn van belang voor deze rapportage.





Figuur 2.34. Locaties waar eieren van visdief (*Common Tern*), noordse stern (*Arctic Tern*) en/of scholekster (*Oystercatcher*) werden verzameld in de periode 2008-2010.

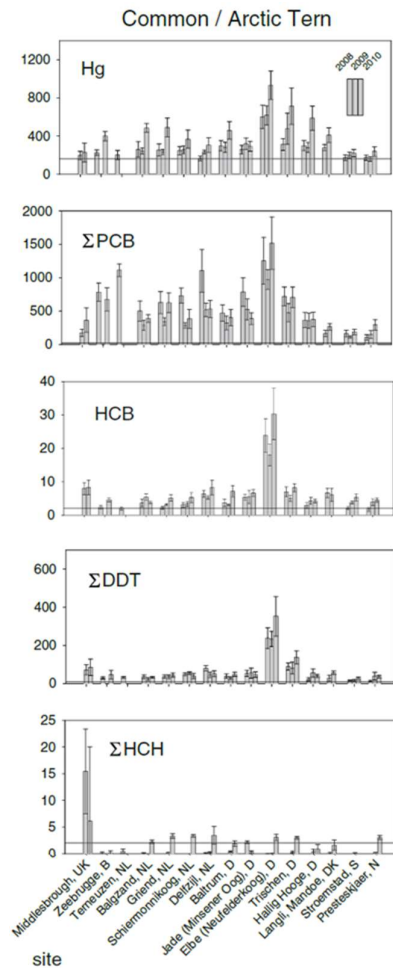
#### 2.6.3.4. Methodologie

In 2008, 2010 en 2015 werden in de kolonie van Zeebrugge 10 eieren van visdief *Sterna hirundo* verzameld en diepgevroren bewaard. De eieren werden onder vergunning weggenomen uit 10 complete legsels (i.e. legsel met drie eieren) die hooguit 3 dagen waren bebroed (telkens 1 ei per nest). Ook in Nederland, Duitsland, Denemarken, het Verenigd Koninkrijk en Zweden werden visdief-eieren verzameld (Figuur 2.34). Voor deze pilootstudie werden ook eieren van noordse stern en scholekster verzameld, maar niet in België. In een latere fase werd de inhoud van de eieren gehomogeniseerd. Residuen van kwik (Hg), ΣPCB (som van 62 congenen), ΣDDT, HCB en ΣHCH (som van verschillende isomeren) werden volgens een standaard protocol gemeten door het Institut für Vogelforschung in Wilhelmshaven, Duitsland (zie Ditmann et al., 2011 voor meer details).

#### 2.6.3.5. Resultaten en trend

Figuur 2.35 toont de gemiddelde concentraties van de verschillende contaminanten in eieren van stern (visdief/noordse stern) in de onderzochte kolonies rondom de Noordzee. De concentraties kwik, ΣPCB, HCB en ΣDDT waren het hoogst in de kolonie nabij de Elbe in Duitsland, waar een historische vervuiling van het slib nog altijd aanwezig is. Zeebrugge scoort voor ΣHCH goed in vergelijking tot de andere kolonies, voor kwik, ΣDDT en

HCB zijn de waarden die in Zeebrugge werden gemeten vergelijkbaar met de andere onderzochte kolonies (afgezien van de Elbe). Wat betreft  $\Sigma$ PCB's behoren de waardes die in Zeebrugge werden gemeten tot de 4 hoogste waardes van de onderzochte kolonies (inclusief de Elbe).



Figuur 2.35. Gemiddelde concentraties (ng/g) van persistente chemicaliën in eieren van stern in de periode 2008-2010 (bron: Ditmann et al., 2012).

De horizontale lijnen geven de kwaliteitsdoelstelling van OSPAR weer (EcoQO).

NB in deze figuur is de  $\Sigma$ PCB gebaseerd op slechts 26 congenen, maar in de tekst en in tabel 1 wordt verwezen naar de som van alle 62 congenen.

Tabel 2.27. Overzicht van de gemeten concentraties (in ng/g versgewicht van het ei) in visdiefeieren afkomstig uit Zeebrugge. Van elke gemeten contaminant wordt de gemiddelde concentratie en de standaardafwijking van de 10 verzamelde eieren getoond. Tussen haakjes wordt de overschrijdingsfactor vermeld ten opzichte van de MSFD-norm. (rood: goede milieutoestand is niet bereikt; groen: GMT wel bereikt).

	Hg	$\Sigma$ PCB	HCB	$\Sigma$ DDT	$\Sigma$ HCH
2008	225,3 ± 40,4 (1,4)	968,2 ± 230,8 (48,4)	2,3 ± 0,7 (1,2)	29,0 ± 8,4 (2,9)	0,2 ± 0,3 (0,1)
2010	398,7 ± 68,6 (2,5)	902,8 ± 318,3 (45,1)	4,5 ± 0,8 (2,3)	46,2 ± 31,6 (4,6)	0,9 ± 0,8 (0,4)
2015	262,7 ± 62,6 (1,6)	766,3 ± 269,9 (38,3)	4,6 ± 1,2 (2,3)	28,3 ± 7,3 (2,8)	0,5 ± 0,2 (0,2)
norm	160 ng/g	20 ng/g	2 ng/g	10 ng/g	2 ng/g

Wat betreft de ΣHCH in visdiefeieren uit Zeebrugge werd de doelstelling voor een goede milieutoestand in alle onderzochte jaren bereikt (Tabel 2.27). De concentraties van de overige polluenten lag telkens hoger dan de vooropgestelde norm. De ΣPCB lag in alle jaren meer dan 38 keer hoger dan het milieudoel en de ΣDDT lag 2,8-4,6 maal hoger dan de vooropgestelde norm. De gemeten concentraties van HCB en kwik voldeden weliswaar niet aan de norm, maar lagen wel dicht in de buurt. Er is geen duidelijke trend waarneembaar.

#### 2.6.3.6. Conclusies

Visdieven zijn toppredatoren die in Zeebrugge vooral op zee en ook wel in de haven foerageren op jonge pelagische vis, tot op een afstand van ongeveer 10 km van de kolonie. Het zijn zogenaamde “income breeders”, die de energie en de voedingsstoffen voor de aanmaak van de eieren halen uit lokaal vergaard voedsel (i.t.t. capital breeders die ook vetreserves gebruiken om de eieren aan te maken). De polluenten in de eieren zijn dus volledig afkomstig van lokale vervuiling. Het zijn persistente polluenten die lange tijd in het milieu blijven zitten en grotendeels afkomstig zijn van stoffen die door de mens in het milieu zijn gebracht, maar die soms ook van nature in lage concentraties in het milieu kunnen voorkomen (bijvoorbeeld kwik). De productie en het gebruik van PCB's, DDT, HCB en HCH is al enkele tientallen jaren verboden in West-Europa maar deze stoffen blijven lange tijd in het milieu zitten en worden vooral in rivieren en estuaria nog altijd in vrij hoge concentraties aangetroffen. Het langlopende onderzoek in de Duitse Waddenzee (Becker et al., 2004) toont aan dat de concentraties in visdiefeieren initieel sterk afgenomen waren na het verbod in de jaren tachtig, maar dat de afname na 1990 veel langzamer verloopt. De visdiefeieren afkomstig van het Elbe-estuarium zijn nog altijd veel sterker vervuild dan de eieren van Zeebrugge. Maar de huidige concentraties in Zeebrugge zijn nog altijd (veel) te hoog om de goede milieutoestand te halen. Onderzoek van Voorspoels et al. (2004) laat zien dat in bentische organismen in de Schelde de hoogste concentraties worden aangetroffen rond de haven van Antwerpen en dat de concentraties afnemen naarmate men dichterbij de Scheldemonding komt. Verder op zee worden veel lagere concentraties gemeten.

#### 2.6.3.7. Kwaliteitsaspecten

De monitoring en verwerking van de gegevens gebeuren volgens OSPAR richtlijnen.

#### 2.6.3.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.6.3.9. Referenties

- Becker, P.H. and Muñoz Cifuentes, J. 2004. Contaminants in Bird Eggs: Recent spatial and temporal trends. Wadden Sea Ecosystem No. 18. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
- Peter H. Becker and Tobias Dittmann, 2009. Contaminants in Bird Eggs. Thematic Report No. 5.2. In: Marencic, H. & Vlas, J. de (Eds), 2009. Quality Status Report 2009. WaddenSea Ecosystem No. 25. Common Wadden

- Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
- Dittmann, T., Becker, P.H., Bakker, J., Bignert, A., Nyberg, E., Pereira, M.G., Pijanowska, U., Shore, R., Stienen, E.W.M., Toft, G.O., Marencic, H. 2011. The EcoQO on mercury and organohalogens in coastal bird eggs: Report on the Pilot Study 2008 - 2010. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2011.43. Research Institute for Nature and Forest (INBO), Brussel.
- Dittmann, T., Becker, P.H., Bakker, J., Bignert, A., Nyberg, E., Pereira, M.G., Pijanowska, U., Shore, R.F., Stienen, E.W.M., Toft, G.O., Marencic, H. 2012. Large-scale spatial pollution patterns around the North Sea indicated by coastal bird eggs within an EcoQO programme. *Environmental Science and Pollution Research* 19: 4060-4072.
- Voorspoels, S., Covaci, A., Maervoet, J., De Meester, I., Schepens, P. 2004. Levels and profiles of PCBs and OCPs in marine benthic species from the Belgian North Sea and the Western Scheldt Estuary. *Marine Pollution Bulletin* 49: 393-404.

#### 2.6.4. Imposex – gebaseerd op meting van TBT in biota

Karien De Cauwer en Koen Parmentier

Dalende concentraties werden waargenomen na het verbod op tributyltin in antifoulingverven, waardoor voor tributyltin in biota concentraties lager dan de norm worden bekomen. Op regionaal niveau werd eveneens een duidelijke verbetering waargenomen in de reproductieve toestand van mariene slakken (OSPAR, 2016).

##### 2.6.4.1. Inleiding

Als milieudoel werd vooropgesteld dat het gemiddelde imposex stadium (de graad van geslachtsverandering) overeenkomt met een blootstelling aan TBT-concentraties die kleiner is dan de EAC in biota. OSPAR volgt de effecten van TBT, het niveau van imposex, op bij mariene slakken op basis van de Vas Deferens Sequence (VDS) en heeft als doel het voorkomen van imposex te verminderen (voor purperslak EAC=2). Wegens de lage abundantie van gastropoden, in het bijzonder van de purperslak (*Nucella lapillus*), in het BDNZ kon imposex niet worden vastgesteld en is de opvolging gebaseerd op concentraties in mosselen. OSPAR ontwikkelde enkel voor mosselen en oesters een achtergrondconcentratie (Background Assessment Concentration of BAC) en een milieubeoordelingscriterium (Environmental Assessment Criteria of EAC) voor TBT van respectievelijk 5 en 12 µg/kg drooggewicht.

##### 2.6.4.2. Context

Uitgebreid gebruik van tributyltin (TBT) in antifouling verven op schepen heeft geleid tot het wijdverspreid voorkomen van TBT in water, sediment en biota. Hoge concentraties in sediment zijn verbonden aan havens en scheepvaartroutes.

Organotinverbindingen zijn toxisch voor vele mariene organismen, zelfs bij zeer lage concentraties. Verhoogde concentraties veroorzaken schelpmisvormingen en verminderde reproductie bij verschillende weekdieren. Vrouwelijke slakken ontwikkelen mannelijke eigenschappen, aangeduid met de term imposex, met als gevolg een achteruitgang in de populaties van sommige slakken zoals bv. de purperslak, gekend als de meest gevoelige soort. Het gebruik van TBT werd verboden in 1989 voor schepen kleiner dan 25 m en sinds 2008 op alle schepen en offshore installaties. TBT toevoer naar het aquatisch milieu blijft echter plaatsvinden door bv landen die niet voldoen aan het verbod, schepen en installaties die niet meer gebruikt worden, herverdeling van reeds vervuild sediment en via afvalwaterzuiveringsstations en stortplaatsen.

##### 2.6.4.3. Methodologie

Mosselen werden jaarlijks bemonsterd zoals beschreven in 2.6.1.4. Concentraties aan organische tinverbindingen worden geanalyseerd volgens standaardvoorschrift van ECOCHEM, wat inhoudt dat gevriesdroogde stalen worden behandeld met Natrium-tetra-ethylboraat, de organische complexen geëxtraheerd, gezuiverd na GPC (Gelpermeatie chromatografie) en geanalyseerd met GC-MS.. Voor de beoordeling van de toestand, werd, conform de OSPAR methodiek, de geprojecteerde waarde, vermeerderd met het 95% betrouwbaarheidsinterval, voor het laatste monitoringsjaar gebruikt (2.6.2.4) op basis van een

volledigere dataset over de periode 2011-2016. Een lineaire trendanalyse werd uitgevoerd na log-transformatie over de gehele periode 2008-2016.

#### 2.6.4.4. Resultaten

Tabel 2.28 toont de resultaten voor TBT in mosselen. Concentraties dalen op de drie locaties en de bekomen resultaten zijn allen lager dan de EAC. Ook voor concentraties gemeten in garnaal werd een dalende trend waargenomen (OSPAR, 2017a).

*Tabel 2.28. TBT in mosselen in µg/kg drooggewicht: 95% betrouwbaarheidsinterval op gemodelleerde concentratie voor 2016 (groen: lager dan EAC).*

Soort	Locatie	TBTIN
mossel	Nieuwpoort	2.4 ↓
	Oostende	4.8 ↓
	Knokke	8.7 ↓
	EAC	12
	BAC	5

In de zuidelijke Noordzee dalen de concentraties aan organotinverbindingen in sediment (OSPAR, 2017b). Deze afname vertaalt zich ook in een vermindering van de biologische effecten (imposex) geassocieerd met blootstelling aan TBT (OSPAR, 2017b). Het niveau van imposex in de zuidelijke Noordzee is lager dan het niveau waarbij duidelijke nadelige effecten worden verwacht. Het voorkomen van mutante soorten (Dumpton syndroom) (Barreiro et al., 1999; Gibbs, 2005), waardoor het niveau van imposex bij de getroffen individuen verminderd, maakt dat interpretatie van deze indicator met de nodige voorzichtigheid moet gebeuren.

Met ook een duidelijke afname in de concentraties van mosselen langs de Belgische kust is het duidelijk dat het verbod op het gebruik van TBT een positieve invloed heeft op het mariene milieu. .

#### 2.6.4.5. Conclusies

Een tiental jaar nadat het gebruik verboden werd in antifoulingverf op schepen, daalden de concentraties in sediment, dikwijls zelfs lager dan de detectielimiet (zie 2.6.2.5 ). Ook de concentraties in mosselen vertonen een dalende trend zodanig dat de concentraties in mosselen langs de Belgische kust ondertussen lager zijn dan de EAC. Hierdoor kan men verwachten dat deze concentraties geen aanleiding geven tot een te hoog niveau van imposex in het BDNZ. De resultaten op basis van TBT-concentraties komen overeen met de evaluatie a.d.h.v. imposex door OSPAR (2017b). Opvolging blijft nodig, aangezien TBT langzaam afbreekt in sediment (bijna niet in anaerobe condities) en historisch vervuild sediment een continue (maar afnemende) bron van TBT naar het water en mariene organismen kan zijn.

#### 2.6.4.6. Referenties

- Barreiro, R., Quintela, M., Ruiz T.M. (1999). Aphally and imposex in *Nucella lapillus* from Galicia (NW Spain): incidence, geographical distribution and consequences for the biomonitoring of TBT contamination. Marine ecology progress series. Vol. 185:229-238.
- Gibbs, P. (2005). Male genital defect (Dumpton Syndrome) in the dog-whelk *Nucella lapillus* (Neogastropoda): Mendelian inheritance inferred, based on laboratory breeding experiments. [Journal of the Marine Biological Association of the UK](#). Vol. 85(01):143 - 150. doi: [10.1017/S0025315405010969h](#)
- OSPAR, 2017a. OSPAR assessment using data extracted from DOME on 23 October 2017. <http://dome.ices.dk/osparmime2017/main.html>
- OSPAR, 2017b. OSPAR Intermediate Assessment 2017. OSPAR commission. [www.ospar.org/assessments](http://www.ospar.org/assessments). Of <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/>

### 2.6.5. Met olie besmeurde zeekoeten (*Uria aalge*)

Eric Stienen en Marc Van De Walle

Langlopende monitoring (1961-2017) toont aan dat de oliebevuilingsgraad bij zeekoet een sterk dalende trend vertoont. In de beginjaren van de monitoring waren vrijwel alle gevonden zeekoeten met olie besmeurd, de laatste jaren was meestal minder dan 50% van de gevonden dieren besmeurd. De milieukwaliteitsnorm werd echter nog niet gehaald.

#### 2.6.5.1. Inleiding

In de Noordzee wordt de zeekoet (*Uria aalge*) beschouwd als een goede indicatorsoort voor chronische olieverontreiniging omdat deze zeevogel hier in grote aantallen voorkomt en bovendien zeer gevoelig is voor olieverontreiniging (Camhuysen, 2008; Camhuysen & Heubeck, 2016). OSPAR (EcoQO) heeft de kwaliteitsnorm voor het aandeel van met olie besmeurde zeekoeten gelegd op minder dan 10% van het totale aantal dode of stervende dieren dat op het strand wordt gevonden in de winterperiode (november-april) gedurende een periode van 5 jaar. Dit werd overgenomen als milieudoel voor de KRMS, maar voorlopig werd de norm hier gelegd op 20% in plaats van 10%.

#### 2.6.5.2. Achtergrond

Zeekoeten zijn zeevogels die bij ons in grote aantallen komen overwinteren, meestal zwemmend voorkomen waardoor ze gemakkelijk in aanraking komen met op zee drijvende olie. De gevoeligheid van deze en andere zwemmende soorten zoals duikers, futen en zee-eenden ten aanzien van olie vervuiling blijkt duidelijk als de bevuilingsgraad wordt vergeleken met die van andere soorten (Stienen et al., 2017).

#### 2.6.5.3. Geografisch gebied

In de periode 1961-1991 werd de gehele Belgische kust 1 keer per jaar afgezocht. Vanaf 1992 werd de monitoring intensiever en werd gedurende de winterperiode maandelijks de gehele kust afgezocht.

#### 2.6.5.4. Methodologie

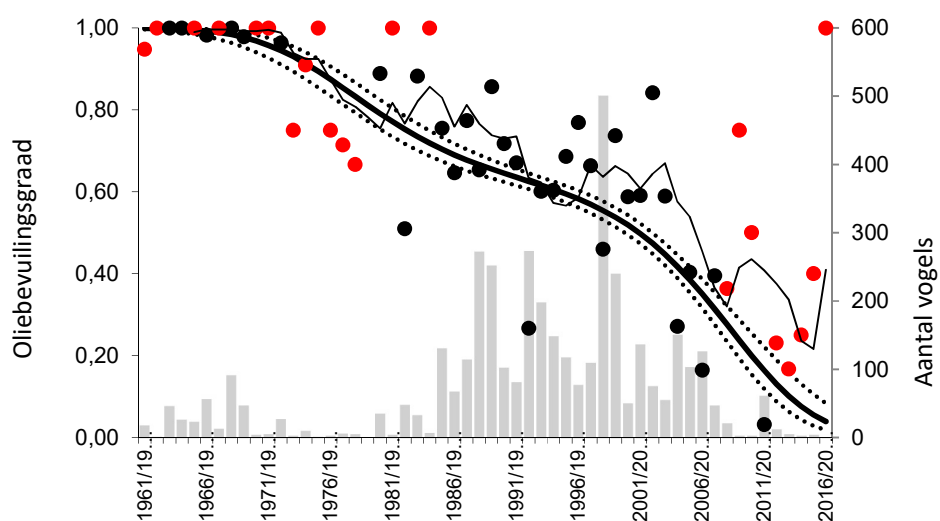
In de winterperiode (september-maart) werden maandelijkse surveys georganiseerd waarbij alle gestrande (levend dan wel dood) zeevogels langs de gehele Belgische kust werden geteld. Van elke intact exemplaar werd genoteerd of die al dan niet met olie bevuild was. Volgens OSPAR richtlijnen werden vogels gevonden in september, en andere soorten dan zeekoet niet gebruikt voor de analyse (Stienen et al., 2017). De vogels die gestrand zijn tijdens de ramp met de Tricolor (Stienen et al., 2004) werden niet in de analyse betrokken omdat de indicator betrekking heeft op chronische olie vervuiling en niet op accidentele lozingen. De resultaten werden gegroepeerd per winter, niet per jaar, omdat de vogels hier gedurende een hele winter vertoeven, waarna ze terug naar de broedgebieden vertrekken. Het OSPAR-protocol schrijft voor dat voor de bepaling van de



oliebevuilingsgraad minstens 25 individuen nodig zijn. Ondanks intensieve monitoring worden deze aantallen in de meeste jaren niet meer bereikt. Om die reden worden de resultaten van een logistische regressie (GLM met een binaire respons en een logit-functie) getoond welke ook bij geringe aantallen een betrouwbare trendberekening geven (zie Stienen et al., 2017 voor meer details).

#### 2.6.5.5. Resultaten en trend

Figuur 2.36 toont de lange-termijn trend in de oliebevuilingsgraad van zeekoet vanaf de winter 1961/1962 tot de winter 2016/2017. Het verloop van het vijfjarig gemiddelde spreekt weliswaar voor zich en toont een sterk dalende trend, maar is in een aantal jaren (zeker in de beginjaren en in het voorbije decennium) gebaseerd op (veel) minder dan 25 vogels (rode bollen). Het kwam tot nu toe pas drie keer voor dat de jaarlijkse oliebevuilingsgraad minder dan 20% (i.e. KRMS-limiet) bedroeg, namelijk in de winters 2006/2007, 2011/2012 en 2013/2014 (in het laatste geval met minder dan 25 individuen). Het vijfjarig gemiddelde kwam voorlopig nog niet onder de 20%. De trend gebaseerd op de regressieanalyse komt sinds de winter 2010/2011 wel onder de 20% omdat als wat hogere waardes werden gemeten in het voorbije decennium dat stevast was gebaseerd op relatief weinig individuen. Als daarvan het vijfjarig gemiddelde wordt genomen is er al vanaf 2014/2015 sprake van minder dan 20% oliebevuilding.



*Figuur 2.36. Veranderingen in de oliebevuilingsgraad (linker Y-as) van zeekoeten gevonden langs de Belgische kust in de periode 1961–2017. De bollen tonen de oliebevuilingsgraad en de dunne grillige lijn toont het verloop van het vijfjarig gemiddelde. Wanneer er minder dan 25 individuen werden gevonden, werd een bol rood gekleurd, anders zwart. De grijze balken tonen het aantal individuen waarop de oliebevuilingsgraad is gebaseerd (rechter Y-as). De dikke zwarte lijn en de bijbehorende gestippelde betrouwbaarheidsintervallen zijn het resultaat van een GLM-regressie.*

#### 2.6.5.6. Conclusies

Op basis van de langlopende monitoring van zeekoet blijkt dat er het voorbije decennium wordt gefliert met de goede milieustatus. Afhankelijk van de gebruikte methodiek wordt die net niet of net wel bereikt. Daarbij moet echter worden opgemerkt dat de norm voorlopig hoger ligt dan de OSPAR-norm maar die wordt aangepast cfr. OSPAR voor de volgende cyclus (zie omschrijving van goede milieutoestand & vaststelling van milieudoelen voor de Belgische mariene wateren). Deze herziene norm werd ongeacht de methode nog niet bereikt, maar de voorzettende dalende trend doet vermoeden dat dit niet lang meer zal duren.

De alsmear afnemende aantallen dode zeevogels die langs de Belgische kust worden gevonden, zijn grotendeels het gevolg van de afnemende olieverontreiniging in het BDNZ en de Noordzee als geheel (zie Stienen et al., 2017), hetgeen wordt bevestigd door waarnemingen van olievlekken vanuit vliegtuigen (Lagring et al., 2012). Het geringe aantal zeekoeten dat wordt gevonden heeft echter wel als gevolg dat het protocol van OSPAR in deze niet meer strikt gevolgd kan worden. Er zal moeten worden nagedacht of een andere analysetechniek (zoals hier voorgesteld) of het clusteren van gegevens (bijvoorbeeld meerdere jaren bij elkaar of de gehele zuidelijke Noordzee als eenheid) hier soelaas kan bieden.

#### 2.6.5.7. Kwaliteitsaspecten

De meeste aspecten van de monitoring en gegevensverwerking gebeuren volgens OSPAR richtlijnen. Maar zoals vermeld kan het OSPAR protocol niet meer strikt gevolgd worden aangezien er de laatste jaren te weinig dode zeekoeten worden gevonden.

#### 2.6.5.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.6.5.9. Referenties

- Camphuysen, C.J., 2008. Chronic Oil Pollution in Europe. A Status Report. IFAW, Cape Cod, USA.
- Camphuysen, C.J., Heubeck, M., 2016. Beached bird surveys in the North Sea as an instrument to measure levels of chronic oil pollution. In: Carpenter, A. (Ed.), Oil pollution in the North Sea. Springer, Switzerland.
- Lagring, R., Degraer, S., de Montpellier, G., Jacques, T., Van Roy, W., Schallier, R., 2012. Twenty years of Belgian North Sea aerial surveillance: a quantitative analysis of results confirms effectiveness of international oil pollution legislation. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 644–652.
- Stienen, E.W.M., Haelters, J., Kerckhof, F., Van Waeyenberge, J., 2004. Three colours of black: seabird strandings in Belgium during the tricolor incident. *Atlantic Seabirds* 6, 129–146.
- Stienen, E.W.M., Courtens, W., Van de walle, M., Vanermen, N., Verstraete, H. 2017. Long-term monitoring study of beached seabirds shows that chronic oil pollution in the southern North Sea has almost halted. *Mar. Pollut. Bull.* 115, 194–200.

## 2.6.6. Visziektes

Gert Van Hoey, Lisa Devriese en Karen Bekaert

De visziekte indicator geeft een goede reflectie van algemene stress binnen het ecosysteem onder toenemende druk. De meeste geobserveerde anomalieën zijn gerelateerd aan parasitaire infecties, en qua huidaandoeningen is de problematiek rond zweren het opmerkelijkst. Huidaandoeningen en parasitaire infecties werden meer waargenomen tijdens de laatste jaren.

### 2.6.6.1. Inleiding

Sinds aandoeningen worden beschouwd als een integratieve en ecologisch relevante indicator voor omgevingsstress, is het aan te raden om dit op te volgen als een algemene stressindicator in het marien milieu (Lang et al., 2016). De inspectie van externe visziekten en de aanwezige parasieten wordt geïntegreerd als onderdeel van de nationale monitoringscampagnes om de gezondheidsstatus van het marien milieu na te gaan, en in het bijzonder om de impact van menselijke activiteiten na te gaan (Lang, 2002; Van Hoey et al., 2012; De Witte et al., 2013a&b). Het milieudoel is gedefinieerd als: 'Voor van buiten af zichtbare visziekten ligt de visziekte-index onder de milieucriteria (EAC) zoals bepaald in de OSPAR JAMP aanbevelingen met betrekking tot de richtlijn voor geïntegreerde monitoring en evaluatie van vervuilende stoffen'. De visziekte index (FDI) moet toelaten om de toestand op grotere geografische gebieden te evalueren op een meer gestandaardiseerde manier. Deze indicator is operationeel binnen OSPAR, maar werd niet gebruikt als common indicator in de OSPAR Intermediate Assessment 2017. De milieucriteria zijn nog in ontwikkeling. In deze beoordeling wordt een beschrijving gegeven van de externe ziektes overheen de tijd (periode voor en na 2010, cf. initiële beoordeling) en een weergave van de FDI-resultaten in 2014. De soort die internationaal wordt opgevolgd inzake aandoeningen in kustwateren is schaar (*Limanda limanda*).

### 2.6.6.2. Achtergrond

Het voorkomen van externe visziekten en parasieten bij mariene vissen wordt gebruikt als een indicatie voor algemene stress, veroorzaakt door diverse stressoren zoals vervuiling, temperatuurswijzigingen en wijzigingen in het zoutgehalte van het zeewater. Bij de evaluatie van het voorkomen van visziekten wordt vooral aandacht besteed aan wijzigingen in het aantal zieke vissen op bepaalde locaties. Plotse veranderingen in het ziekteprofiel kunnen gezien worden als een indicatie van ecologisch belangrijke effecten van acute of chronische stress op die locaties. Sinds 2000 is er een consistente dataset over het voorkomen van verschillende externe aandoeningen en parasieten op schaar en wijting in Belgische wateren aanwezig.

Onder aandoeningen worden extern zichtbare aspecten (pigmentatie, huidaandoeningen, verwondingen) en parasieten beschouwd.

### 2.6.6.3. Geografisch gebied

De analyse betreft hier het volledig BDNZ, met voor bepaalde data een opsplitsing in een kust (<12 mijl) en offshore (> 12 mijl) gebied.

#### 2.6.6.4. Methodologie

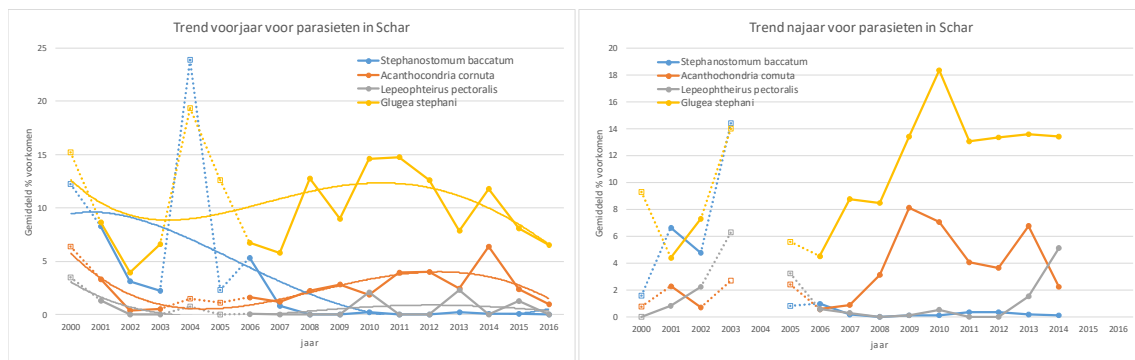
De aandoeningen en parasieten op vis worden bepaald volgens de “ICES training guide for identification” (Bucke et al., 1996). De evaluatie van aandoeningen en parasieten wordt uitgevoerd door experts van het ILVO aan boord van de RV Belgica op verschillende locaties verspreid over het BDNZ. Op deze locaties vinden verschillende menselijke activiteiten plaats zoals visserij, constructie en uitbating van windmolenparken, storten van bagger en zandextractie. De staalname gebeurt halfjaarlijks in februari/maart (voorjaar) of september/oktober (najaar). De data wordt gerapporteerd aan de hand van het gemiddeld aantal ‘voorkomen’ (%) per locatie/gebied per staalnamecampagne. Er wordt een evaluatie gemaakt over de langere termijn en de periode voor 2010 (MSFD initiële assessment) wordt vergeleken met de periode 2010-2015/2016.

De visziekte index (FDI) is een meer gestandaardiseerde methode (aangepast van Lang and Wosniok, 2008), welke toelaat om drempelwaarden en trends geïntegreerd te bepalen. De toepassing van de FDI bevordert het vergelijken van visziektedata over grotere geografische gebieden en tussen soorten. Deze index baseert zich op de aan-afwezigheid van 9 aandoeningen (inclusief 3 parasieten) en aandoeningsspecifieke wegingsfactoren. De aandoeningen worden per individuele vis bekeken, welke ook gewogen en gemeten wordt. Deze gedetailleerde gegevens werden verzameld in 2014 (conform OSPAR JAMP aanbevelingen). Lage FDI-waarden duiden op een gezonde vis, hoge FDI-waarden op een zieke vis. Een nadeel is dat ziekteverspreidingsdata nodig zijn over 5 à 10 jaar om recente veranderingen in gemiddelde FDI te bepalen en een gezondheidsclassificatie (goed, matig of slecht) op te maken (Lang and Wosniok, 2008). Een test naar de bruikbaarheid van de FDI werd uitgevoerd op data van 2014 (287 grote schaar individuen) om te kijken of er een verschil in FDI is tussen de kust en offshore. Er werd een gemiddelde FDI-waarde bepaald per staalname gebied (kust versus offshore).

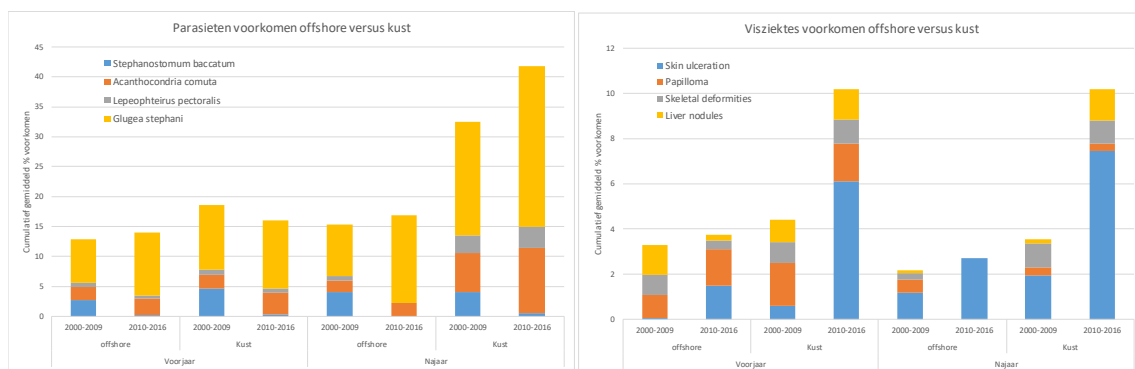
#### 2.6.6.5. Resultaten en trend

##### *Parasieten*

Er worden vier soorten parasieten waargenomen in schaar (*L. limanda*), waarvan fungisporen van *Glugea stephani* (7-15%), het frequentst worden waargenomen. Deze vertonen een gelijkaardige trend in voorjaar en najaar (Figuur 2.37). Het procentueel voorkomen van de platworm *Stephanostomum baccatum* was recent (na 2007) veel lager (< 1%) dan in de beginperiode van de metingen. De parasitaire copepoden *Acanthochondria cornuta* en *Lepeophtheirus pectoralis* vertonen een gelijkaardige trend in het voorjaar, met een iets hoger voorkomen van *A. cornuta*, vooral in de recentere jaren. In het najaar is *A. cornuta* in de periode 2010-2014 het dominantst aanwezig. In het algemeen zijn parasitaire infecties meer voorkomend in de kustzone ten opzichte van offshore, vooral in het najaar (Figuur 2.38). Het procentueel voorkomen van de 4 parasieten is niet echt verschillend tussen de twee evaluatieperiodes (voor 2010 en erna).



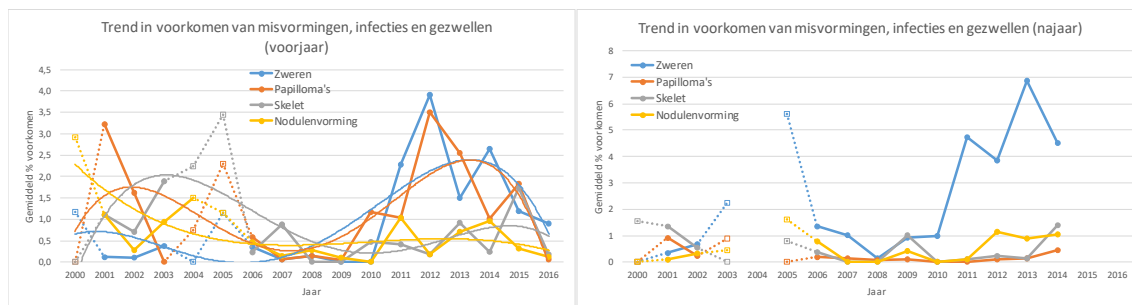
**Figuur 2.37.** Gemiddeld procentueel voorkomen voor 4 parasieten in schaar in het voorjaar (links) en het najaar (rechts) voor de periode 2000-2016. Voor het voorjaar zijn de polynomiale trendlijnen van de vierde orde weergegeven. Voor het najaar is dit niet mogelijk door te veel ontbrekende datapunten. Open punten zijn analyses op minder dan 250 schaarindividuen.



**Figuur 2.38.** Voorkomen van parasieten (links) en visaandoeningen (rechts) in schaar aan de kust versus offshore voor de periode 2000-2009 en 2010-2016.

### Misvormingen, infecties en gezwellen

Huidzweren, skeletale afwijkingen, levergezwellen (nodulevorming) en wratten (papiloma's) kunnen zinvolle informatie geven over milieugezondheid. Er is wel een verschil in het patroon van deze aandoeningen tussen het voor- en het najaar, vooral voor wratten (vooral voorjaar). Een duidelijke toename in huidzweren bij schaar werd waargenomen vanaf 2010, alhoewel in het najaar 2005 het voorkomen ook hoog was (maar lage betrouwbaarheid van de waarnemingen, door het laag aantal onderzochte scharren). Scharren met één of andere aandoening (tot 10%) werden het meest waargenomen in de kustzone en over de periode 2010-2016 (Figuur 2.39).



*Figuur 2.39. Gemiddeld procentueel voorkomen voor 4 visaandoeningen in schaar in voorjaar (links) en najaar (rechts) voor de periode 2000-2016. Voor het voorjaar zijn de polynomiale trendlijnen van de vierde orde weergegeven. Voor najaar niet mogelijk door te veel ontbrekende datapunten. Open punten zijn analyses op minder dan 250 schaar individuen.*

### Visziekte index

Het verschil in FDI-waarde tussen kust en offshore, aangaande grote scharren, is klein en bedroeg respectievelijk  $0.37 \pm 0.82$  en  $0.42 \pm 0.98$ . Deze waarden zijn laag, aangevend dat ze mogelijks in een gezonde situatie zijn. Aangezien er nog geen trend-analyse kan gebeuren, kunnen we geen uitspraak doen over een verbetering of verslechtering van de gezondheid van de scharpopulatie.

### 2.6.6.6. Conclusies

De meeste geobserveerde anomalieën zijn gerelateerd aan parasitaire infecties en qua aandoeningen is de problematiek rond zweren het opmerkelijkst. Huidaandoeningen en parasitaire infecties worden opvallender waargenomen tijdens de laatste jaren. Er is nog geen beoordelingscriterium, maar er zijn geen aanwijzingen dat de mate van aandoeningen op schaar abnormaal hoog is.

### 2.6.6.7. Kwaliteitsaspecten

Een trend in het voorkomen van parasieten en visziektes kon worden bekomen op basis van de dataverzameling sinds 2000. Deze data werden verzameld door verschillende personen en met licht gewijzigde protocols, maar de aandoeningen opgenomen in deze beoordeling werden standaard meegenomen doorheen de tijd. Enkel het aantal geanalyseerde schaar-exemplaren varieerde doorheen de tijd. Om zoveel mogelijk aan de ICES richtlijnen (Bucke et al., 1996) te voldoen, werden voor deze analyses enkel de data waarvoor we meer dan 250 exemplaren onderzochten als betrouwbaar beschouwd. In het kader van de KRMS-monitoring zal in de toekomst een gestandaardiseerde monitoring volgens de ICES/OSPAR-richtlijnen lopen vanaf 2017. Door problemen met RV Belgica was dit niet mogelijk in 2015-2016. Hierbij zal ernaar gestreefd worden om 500 schaar individuen (groter dan 15cm) willekeurig te verzamelen per gebied (kust- en offshore zone), waarbij er naar ziektes/parasieten gekeken wordt, en ze individueel gemeten en gewogen worden. Op deze manier kan er een trend in FDI opgesteld worden in de toekomstige evaluatie periodes voor de Belgische kust- en offshore zone.

#### 2.6.6.8. Data en analyse

De historische data en metadata zijn ter beschikking op het ILVO, maar niet opneembaar in de ICES Dome-portaal door het ontbreken van de individuele lengtes en gewichten. De nieuw verzamelde data zal gerapporteerd worden aan ICES.

#### 2.6.6.9. Referenties

- Bucke D., Vethaak D., Lang T., Møllergaard S. 1996. Common diseases and parasites of fish in the North Atlantic: Training guide for identification. ICES TIMES N°19.
- Devriese L., Soetaert M., Bekaert K., Desender M., Chiers K., Decostere A., Polet H. 2015. Huidzweren bij vissen in het Belgisch deel van de Noordzee. Trends in prevalentie en exploratie van mogelijke oorzaken. ILVO mededeling 188
- ICES. 2012. Report of the Working Group on Pathology and Diseases of Marine Organisms (WGPDMO), 31 January – 04 February 2012, Lisbon, Portugal. ICES CM 2012/SSGHIE:03. 68 pp.
- Lang T. and Wosniok W. 2008. The Fish Disease Index: a method to assess wild fish disease data in the context of marine environmental monitoring. ICES CM 2008/D:01.
- Lang T., Feist S.W., Stentiford G.D., Bignell J.P., Vethaak A.D., Wosniok W. 2016. Diseases of dab (*Limanda limanda*): Analysis and assessment of data on externally visible diseases, macroscopic liver neoplasms and liver histopathology in the North Sea, Baltic Sea and off Iceland. Mar. environ. Res. In press.

### 2.6.7. EROD-activiteit

Lisa Devriese en Bavo De Witte

Het EROD-activiteitsniveau in schar van het BDNZ is lager dan de door OSPAR opgestelde achtergrondwaarde. Het is bijgevolg heel onwaarschijnlijk dat deze vissen blootgesteld zijn aan contaminantconcentraties die een toxicologische bedreiging vormen.

#### 2.6.7.1. Inleiding

De activiteit van 7-ethoxyresorufine O-deethylase (EROD) werd opgemeten in de lever van schar bemonsterd in oktober 2016. De gevonden waarden werden afgetoetst ten opzichte van de OSPAR achtergrondwaarde (BAC) die de verwachte natuurlijke achtergrondwaarde weergeeft. De BAC-waarde werd vastgelegd voor EROD in de S9-fractie van scharlever en is geldig voor schar gevangen van augustus tot november. Voor vrouwelijke vissen bedraagt deze 178 pmol per minuut en per mg proteïne, voor mannelijke vissen 147 pmol per minuut en per mg proteïne. Binnen OSPAR werd geen milieukwaliteitsnorm (EAC) vastgelegd voor EROD-bepaling.

#### 2.6.7.2. Achtergrond

Cytochroom P4501A (CYP1A) enzymes zijn in hoge concentratie aanwezig in vislever. Een verhoging van de CYP1A enzymatische activiteit kan een aanduiding zijn dat de vis is blootgesteld aan pollutie. De CYP1A enzymatische pathway wordt immers geactiveerd door de aryl-koolwaterstof-receptor (AhR) wanneer de vis blootgesteld is aan AhR-antagonisten zoals polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's), polychloorbifenylen (PCB's), dioxines en dibenzofuranen. Om het CYP1A-inductieniveau te meten in vislever kan de activiteit van 7-ethoxyresorufine O-deethylase (EROD) bepaald worden. Op deze wijze is het opmeten van de EROD-activiteit een maat voor blootstelling van vis aan contaminanten die als AhR-antagonist optreden.

#### 2.6.7.3. Geografisch gebied

Staalname werd ingedeeld in 2 gebieden: staalnamezone Zeebrugge (ZB) en Nieuwpoort (NP), gelegen in respectievelijk het oostelijk en westelijk deel van het BDNZ (zie Figuur 2.32).

#### 2.6.7.4. Methodologie

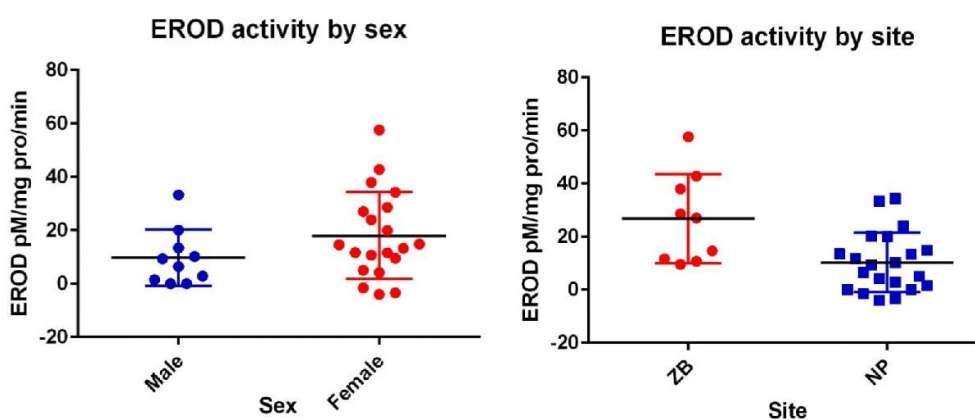
In oktober 2016 werden 30 levers van schar (*Limanda limanda*) gecollecteerd. Stalen werden geanalyseerd op EROD door Cefas Lowestoft. De EROD-analyse was gebaseerd op het ICES TIMES protocol (ICES, 1998). Ca. 200 mg lever werd gehomogeniseerd in 1 ml fosfaatbuffer (pH 7,4) met dithiothreitol en EDTA en gecentrifugeerd bij 10.000 g voor 20 minuten. De S9-fractie werd afgescheiden en momentaan ingevroren bij -80°C tot analyse. EROD-analyse werd uitgevoerd bij 20°C met een fluorescentie spectrofotometer bij een excitatiegolflengte van 355 nm en een emissiegolflengte van 580 nm. Het reactiemengsel bevatte fosfaatbuffer (pH 7,4), ethoxyresorufine en NADPH. Resultaten werden genormaliseerd naar proteïnegehalte. Het proteïnegehalte werd bepaald in een substaal van de S9-fractie, gebruik makend van een plaatlezermodificatie van de Bradford-methode met een runderalbuminestandaard. Resultaten worden uitgedrukt in pmol/min/mg proteïne.



Een 2-zijdige t-test werd uitgevoerd om verschillen tussen geslacht en gebied te berekenen. Voor EROD-correlaties met gewicht en lengte werd een Pearsons correlatie gebruikt.

#### 2.6.7.5. Resultaten

De EROD activiteit wordt beïnvloed door verschillende milieufactoren zoals watertemperatuur, geslacht, seksuele maturiteit en leverpathologie (Khan & Payne, 2002; Collier, 1995; Sanchez et al., 2008). Figuur 2.40 toont echter dat er geen significante invloed van geslacht werd waargenomen ( $p=0,158$  bij 95% betrouwbaarheidsinterval). Er was evenmin een significante correlatie tussen de EROD-activiteit en het gewicht ( $p = 0,46$ ) of de lengte van de vis ( $p = 0,77$ ).



Figuur 2.40. EROD activiteit (in pmol/min.mg proteïne) per geslacht (links, met Male: mannelijk en Female: vrouwelijk) en per zone (rechts, met ZB: Zeebrugge en NP: Nieuwpoort).

Er was wel een significant verschil tussen zone Zeebrugge en zone Nieuwpoort ( $p = 0,0036$  bij 95% betrouwbaarheidsinterval) (Figuur 2.40). De gemiddelde opgemeten waarde was 15,21 pmol/min/mg proteïne met een maximum van 57,59 pmol/min/mg proteïne. Deze waarden liggen lager dan de door OSPAR gedefinieerde BAC-waarden van 178 (vrouwelijk vissen) of 147 (mannelijke vissen) pmol/min/mg proteïne.

#### 2.6.7.6. Conclusies

Hoewel de EROD-activiteit hoger ligt ter hoogte van Zeebrugge dan Nieuwpoort, zijn de waarden voor beide zones afzonderlijk beduidend lager dan de door OSPAR vooropgestelde achtergrondwaarden. Dit duidt aan dat er geen toxische effecten waarneembaar zijn met de EROD-analyse. Bovendien werden door chemische analyses regionale verschillen in PAH en PCB-contaminatie tussen het westelijk en het oostelijk deel van het BDNZ opgemerkt (e.g. De Witte et al., 2014). De EROD-activiteitswaarden liggen in lijn met eerdere resultaten: in een uitgebreide EROD-studie op schaar in de herfst van 2009 werd geen enkele BAC-overschrijding teruggevonden op alle bemonsterde plaatsen op het BDNZ (De Vos, 2010; Van Hoey et al., 2012).

#### 2.6.7.7. Kwaliteitsaspecten

Als kwaliteitscontrole werden 15 referentiestalen meegelopen samen met de 30 scharanalyses en door middel van een controlekaart opgevolgd. Voor alle controlestalen viel de EROD-waarde binnen de vooropgestelde limieten.

#### 2.6.7.8. Data

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)) en het Dome-portaal van het ICES data centre.

#### 2.6.7.9. Referenties

- Collier, T., Anulacion, B., Stein, J., Varanasi, U., Goksøyr, A. 1995. A field evaluation of cytochrome P4501A as a biomarker or contaminant exposure in three species of flatfish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(1), 143-152.
- De Vos, W., 2010. De biomerkers AROD op *Limanda limanda*, AROD, BPH en SoS op *Mytilus edulis* en toepasbaarheid in monitoring van biologische contaminanteffecten. Masterproef industriële wetenschappen en technologie, Howest, 55p.
- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 146-155.
- ICES, 1998 (Method No. 23). Biological effects of contaminants: Determination of CYP1A-dependent mono-oxygenase activity in dab by fluorimetric measurement of EROD activity. International Council for the Exploratio of the Sea.
- Khan, R., Payne, J., 2002. Some factors influencing EROD activity in winter flounder (*Pleuronectes americanus*) exposed to effluent from a pulp and paper mill, *Chemosphere*, 46(2), 235-239.
- OSPAR, 2013. Background document and technical annexes for biological effects monitoring, Update 2013. Monitoring and Assessment Series, OSPAR publication 589/2013, ISBN 978-1-909153-22-8, 238p.
- Sanchez, W., Piccini, B., Ditché, J.-M., Porcher, J.-M., 2008. Assessment of seasonal variability of biomarkers in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.) from a lo contaminated stream: implication of environmental biomonitoring. *Environmental International*, 34, 791-798.
- Van Hoey, G., Delahaut, V., Derweduwén, J., Devriese, L., De Witte, B., Hostens, K., Robbens, J., 2012. Biological and chemical effects of the disposal of dredged material in the Belgian Part of the North Sea (licensing period 2010-2011). ILVO mededeling 109.

## 2.6.8. Illegale lozingen van MARPOL annex I and II substanties

Maarten Van Cappellen

Voor illegale olielozingen zet de dalende trend uit het verleden zich voort, deze lozingen zijn zeer zeldzaam geworden. Een zelfde trend kan niet worden waargenomen voor illegale lozingen van andere schadelijke vloeistoffen, echter het nagaan van illegaliteit is voor dit type vlekken niet altijd mogelijk gedurende operaties.

### 2.6.8.1. Inleiding

Het milieudoel is: 'een trend naar geen illegale lozingen van schepen voor de MARPOL Annex I en II substanties, geobserveerd door controlepatrouilles vanuit de lucht'. Onder de MARPOL Annex I regelgeving vallen de zaken waar minerale olie illegaal geloosd word in zee, onder MARPOL Annex II worden andere in bulk vervoerde schadelijke vloeistoffen bedoeld (Art.2(2) van de Europese Richtlijn 2005/35/EC). De beoordeling van dumping van MARPOL annex V substanties (vaste stoffen) blijkt onmogelijk (moeilijk detecteerbaar als dumping) waardoor het milieudoel werd aangepast. Het merendeel van de lozingen werd vastgesteld aan de hand van luchtobservaties volgens een methode die al sinds eind de jaren 80 wordt toegepast en die in de loop der jaren geoptimaliseerd is.

### 2.6.8.2. Achtergrond

Scheepvaart en maritiem vervoer vormen al lang een belangrijke economische activiteit in het Belgische deel van de Noordzee door de nabijheid van het Nauw van Calais en de aanwezigheid van grote havens in en rond ons land. In het verleden vormden illegale operationele olielozingen van schepen een groot milieuprobleem met chronische aanspoelingen van met olie besmeurde vogels en vervuilde stranden tot gevolg. Hierdoor besloten de landen rond de Noordzee, in het kader van het Bonn Akkoord, in 1989 om te starten met de organisatie van luchttoezicht boven de Noordzee met als hoofdzakelijk doel om illegale scheepslozingen op te sporen en vast te stellen op zee. In dit kader is België gestart met een nationaal luchttoezichtsprogramma boven zee in 1991. Dit luchttoezichtsprogramma in combinatie met een hele reeks andere nationale en internationale beleidsmaatregelen heeft er voor gezorgd dat de hoeveelheid illegale olieverontreinigingen sterk is gedaald gedurende de laatste 25 jaar (Schallier en Van Roy, 2015).

De duidelijk dalende trend die kan worden aangetoond voor olieverontreinigingen kan niet worden doorgetrokken naar verontreinigingen van andere schadelijke stoffen. De tendens voor chemische verontreinigingen lijkt zelfs licht gestegen, hoewel dit niet statistisch kan worden aangetoond (Van Roy et al, 2013). Meestal zijn deze vlekken afkomstig zijn van chemicaliëntankers die tussen twee verschillende ladingen hun tanks uitspoelen in open zee. Uitspoelen van tanks kan onder strikte voorwaarden legaal gebeuren maar de internationale lozingsbepalingen (MARPOL bijlage II) die hieraan gekoppeld zijn, worden niet altijd nageleefd. Het controleren van alle voorwaarden vanuit de lucht is niet mogelijk waardoor de illegaliteit niet systematisch kan worden aangetoond en een navolgend onderzoek in de haven noodzakelijk is.

#### 2.6.8.3. Geografisch gebied

De gehele Belgische territoriale zee en exclusieve economische zone (EEZ).

#### 2.6.8.4. Methodologie

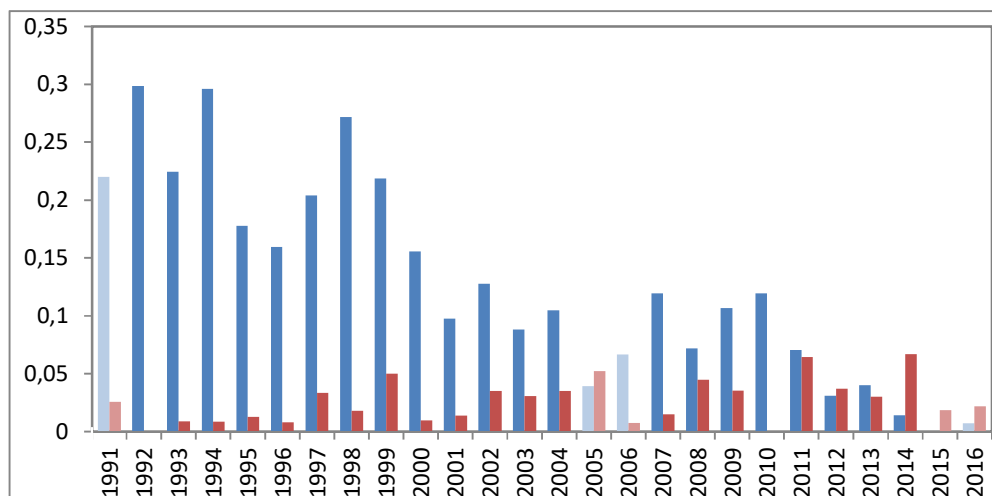
Het Belgische remote sensing vliegtuig is speciaal uitgerust met sensoren (waaronder SLAR en IR-camera) voor de opsporing van olieverontreinigingen en andere drijvende stoffen op zee. De olievlekdimensies en -posities werden bepaald door gebruik te maken van detecties op SLAR-beelden in combinatie met digitale navigatiekaarten, en de volumes van de waargenomen olievlekken werden geschat op basis van de olievolumeschattingmethode van het Akkoord van Bonn - gebaseerd op de zgn. 'Bonn Agreement Oil Appearance Code' of BAOAC (Bonn Agreement, 2016). Detecties van andere schadelijke stoffen gebeurd op dezelfde manier maar hier is in tegenstelling tot olie geen volumeschatting mogelijk. Het vliegtuig doet regelmatige controles op zee over een iets ruimer gebied dan alleen de Belgische zeegebieden zijnde de gedeelde "quadripartite" verantwoordelijkheidszone zoals gedefinieerd in het Bonn Akkoord (verder de 'BA gedeelde verantwoordelijkheidszone' genoemd), wat overeenkomt met de Belgische zeegebieden en de ons omringende Britse, Franse en Nederlandse wateren en dit gemiddeld zo'n 200 uur per jaar. De vluchten worden zoveel mogelijk gespreid zowel binnen een dag als tussen de week en weekenddagen om een zo gelijkmatig mogelijke dekking te krijgen. 2015 en 2016 kunnen echter niet als normale jaren beschouwd worden door technische problemen en de Flinterstar ramp in 2015; en de nasleep van de Flinterstar en inspanningen voor de monitoring van zwaveluitstoot (in het kader van het Europese COMPMON project) in 2016. De observaties worden bijgehouden in een database en hieruit werd een deeldataset geselecteerd voor de Belgische zone.

Om trends in operationele verontreinigingen te analyseren werd alles berekend als aantal verontreinigingen per vlieguur. Voor de trendanalyse werd de volledige dataset gebruikt om verschillen ontstaan door een focus op een bepaald deelgebied te minimaliseren.

Voor MARPOL Annex II lozingen werd geen onderscheid gemaakt tussen legale en illegale verontreinigingen. omdat dit meestal niet achterhaald kon worden<sup>3</sup> en de hoeveelheid data beperkt was.

<sup>3</sup> Meestal wordt immers een vlek waargenomen zonder schip in de buurt, waardoor een navolgend onderzoek in een haven onmogelijk is en geen uitsluitsel verkregen kan worden over de legaliteit van een verontreiniging.

## 2.6.8.5. Resultaten



*Figuur 2.41. Aantal geobserveerde operationele vlekken per vliegtuig per jaar van olie (blauw) en andere schadelijke stoffen (rood) gedurende het Belgische luchttoezichtsprogramma tussen 1991 en 2016. Lichtgekleurde jaren zijn jaren waar er geen normale organisatie van reguliere luchttoezichtsvluchten mogelijk was (door o.a. onderhoudswerken, incidenten of focus op andere taken).*

### Olielozingen (MARPOL Annex I)

Op het BDNZ werden in totaal 30 vlekken waargenomen (tussen 2010-2016). Hiervan werden er 27 gezien tussen 2010-2013 met een totaal volume van 4,7 m<sup>3</sup> en werden er in de 3 hieropvolgende jaren (2014-2016) nog maar 4 vlekken gezien met een totaal volume van minder dan 0,1 m<sup>3</sup>. Deze bevindingen zijn ook zichtbaar als er wordt gekeken naar het jaarlijks aantal vlekken per vliegtuig. Waar er in 2012 nog 0,12 vlek per vliegtuig werd gezien is dit gereduceerd tot 0,01 vlek per vliegtuig in 2016 (-90%). Dit lijkt de aangetoonde dalende trend uit het verleden te bevestigen en deze observaties suggereren heel sterk dat de problematiek van illegale operationele olieverontreinigingen afkomstig van schepen van de baan lijkt.



*Figuur 2.42. Aantal geobserveerde operationele olieverontreinigingen (links) en verontreinigingen van andere schadelijke stoffen (rechts) per vliegtuig.*

#### Andere schadelijke stoffen (MARPOL Annex II)

In totaal werden 22 vlekken van andere schadelijke vloeistoffen dan olie (zowel legale als illegale vlekken) opgemerkt in het BDNZ (tussen 2010-2016). Hiervan werden 13 vlekken gezien in de periode 2010-2013, en 9 vlekken van andere schadelijke vloeistoffen in de periode 2014-2016. Omdat er geen volumeschatting mogelijk is voor dit type vlekken is het interessant om te kijken naar de dimensies van de vlekken. Gemiddeld waren deze vlekken 1,14 km<sup>2</sup> groot met een gemiddelde van 1,29 km<sup>2</sup> over de eerste vier jaar (2010-2013) en 0,87 km<sup>2</sup> over de laatste vier jaar. Voor olie is dit gemiddeld slechts 0,52 km<sup>2</sup> (> 55% lager i.v.m. andere schadelijke vloeistoffen) met gemiddeld 0,59 km<sup>2</sup> over de eerste periode en amper nog 0.03 km<sup>2</sup> over de laatste 3 jaar.

Figuur 2.42 toont ook geen trend aan. Echter deze figuur is gebaseerd op zowel de legale, illegale als ongeken- de vlekken<sup>1</sup>. In het BDNZ werden over deze periode maar 2 schepen betrapt op het illegaal lozen van een andere schadelijke stof, en dit van de slechts 9 vlekken waar een link met een schip kon gemaakt worden. Dit zijn jammer genoeg te weinig waarnemingen om iets relevants te kunnen zeggen.

#### 2.6.8.6. Conclusies

Voor wat betreft illegale MARPOL Annex I lozingen zette de trend die al jaren bezig was zich verder voort tot een hoeveelheid die verwaarloosbaar is geworden. De vooropgestelde doelstelling uit 2012 is dus zo goed als bereikt voor operationele olieverontreinigingen afkomstig van schepen. Verdere ontrading door luchttoezicht boven zee blijft echter aangeraden.

Voor illegale MARPOL Annex II lozingen ligt het verhaal moeilijker. De dimensies van de vlekken zijn in vergelijking met olie een 50% groter maar het aantal vlekken komt niet in de buurt van de hoeveelheid olievlekken die werden gezien voor de eeuwwisseling. De licht stijgende trend die werd waargenomen in het artikel in 2013 (Van Roy et al 2013) kon niet worden bevestigd met de huidige data. Wel moet er opgemerkt worden dat de jaren 2015 en 2016 geen normale vliegjaren zijn geweest door een langdurig onderhoud en andere intensieve opdrachten (zie 2.6.8.4). Dit heeft tot gevolg dat er een vermoedelijke onderschatting is geweest van het aantal vlekken in deze 2 jaren. In slechts de minderheid van de gevallen (9 van de 22) kon een link gelegd worden tussen een schip en een vlek. Voor de andere gevallen is het dus niet bekend of het om een legale of illegale verontreiniging ging. Door deze grote onzekerheidsfactor en de weinige data is het onmogelijk om een trend vast te stellen. Hierbij komt nog eens dat de lozingsstandaarden van HNS regelmatig verstrengd werden nadat er is gebleken dat stoffen een grotere milieu impact hadden dan initieel aangenomen (verandering en voor vele stoffen verstrenging van classificatie; vb. verstrenging voor plantaardige olieën; of recente verbod op lozen van polyisobuteen (PIB) na 2 zware incidenten met aangespoelde zeevogels in 2013) wat de interpretatie bemoeilijkt.

Om een conclusie te kunnen trekken over dit type vlekken zijn er meer gegevens nodig en zou een analyse op regionaal niveau aangewezen zijn.

#### 2.6.8.7. Kwaliteitsaspecten

- Olivolumeschattingen gebaseerd op de BAOAC methode van het Bonn Akkoord kunnen nooit resulteren in een exact volume, maar enkel in een betrouwbare grootte-orde. Deze methode is de methode binnen het Bonn Akkoord om hoeveelheden olie te schatten op het zeeoppervlak (Bonn

Agreement, 2016).

MARPOL Annex II verontreinigingen:

- Volumeschattingen zijn niet mogelijk; wel kan gebruik gemaakt worden van de dimensie van de vlekken om een ruw idee te krijgen van grootte-orde. Dit geeft een minder nauwkeurig beeld doordat bij het uitwaaien een vlek meer oppervlakte inneemt dan eenzelfde verse vlek met dezelfde volume vloeistof.
- Voor meer dan de helft van de observaties kon niet worden bepaald vanuit de lucht of dit om legale of illegale lozingen gaat.
- De internationale lozingsstandaarden voor schadelijke vloeistoffen werden geregeld aangepast (zie 2.6.8.6).

#### 2.6.8.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.6.8.9. Referenties

Schallier R. and W. Van Roy, 2015. Oil Pollution in and around the waters of Belgium. In: A.Carpenter (ed.). Oil Pollution in the North Sea, Hdb Env Chem (2016) 41, 93-116, Springer International Publishing Switzerland 2014. See: [https://link.springer.com/chapter/10.1007/698\\_2014\\_330/fulltext.html](https://link.springer.com/chapter/10.1007/698_2014_330/fulltext.html)

Bonn Agreement, 2016. Aerial Operations Handbook. Publication Bonn Agreement, sept.2016. See: [http://www.bonnagreement.org/site/assets/files/1081/aerial\\_operations\\_handbook.pdf](http://www.bonnagreement.org/site/assets/files/1081/aerial_operations_handbook.pdf)

W.Van Roy, M. Van Cappellen, J.P. Vogt, & R.Schallier. Activity Report 2012 of the Belgian North Sea Aerial Survey Programme. Report MUMM, September 2013, 9 pp. See: <http://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/aerial-surveillance/results>

## 2.6.9. Voorkomen en omvang van significante acute verontreinigingen

Ronny Schallier en Sébastien Legrand

In 2011-2016 werd België getroffen door één significante acute olieverontreiniging door het 'Flinterstar' incident (2015). Tijdens de 27 dagen durende crisisfase kwam 190 m<sup>3</sup> olie vrij in het mariene milieu, waarvan 55 m<sup>3</sup> werd geruimd. De geïmpacteerde zone van ruwweg 3000 km<sup>2</sup> besloeg de Noord-Franse, Belgische en Zuid-Nederlandse territoriale zee en een stukje van de Belgische EEZ.

### 2.6.9.1. Inleiding

Dit deel bevat een overzicht van significante acute verontreiniging in het BDNZ, waarbij minerale olie vrijkwam of andere in bulk vervoerde schadelijke vloeistoffen, zoals gedefinieerd in Art.2(2) van de Europese Richtlijn 2005/35/EC. Momenteel bestaat nog geen internationaal afgestemde definitie van de term 'significant'. In het geval van een significant verontreinigingsincident moeten de schadelijke effecten op soorten en habitats geminimaliseerd worden. Een indicatieve factor ter evaluatie van deze term 'significant' is de grootte-orde van geloosd volume. België wil hierbij verwijzen naar de rapporteringsplicht voor zeeverontreinigingen groter dan 50 m<sup>3</sup> op IMO-niveau (Ref. IMO res.A.849(20)) wat betekent dat de Internationale Maritieme Organisatie een volume van 50 m<sup>3</sup> als ernstig beschouwt. België meent ook dat om een acuut zeeverontreinigingsincident te definiëren als 'significant', dit niet enkel mag afhangen van een volume-cijfer maar veeleer van een combinatie van factoren zoals de aard, verwerking en gedrag van de geloosde stof(fen), de gevoeligheid en kwetsbaarheid van het getroffen/bedreigde gebied (en de daarin voorkomende soorten en habitats), de natuurlijke omstandigheden, en eventuele interacties tussen stoffen. De ernst of significantie van een verontreiniging dient dus geval per geval te worden beoordeeld.

Voor de periode 2011-2016 kende België zo één gebeurtenis op zee, nl. het 'Flinterstar' incident.

### 2.6.9.2. Achtergrond

Tussen 2011 en 2016 werd België geconfronteerd met 4 scheepsongevallen met accidentele zeeverontreiniging (of risico daartoe).

Twee van deze ongevallen leidde slechts tot een beperkte zeeverontreiniging in de Belgische zeegebieden: het incident met het vissersvaartuig Z700-Rapke in de Belgische territoriale zee op 21 april 2011 (de Montpellier et al., 2012) die slechts leidde tot een beperkte olie-uitstroom (< 2 m<sup>3</sup>), en het incident met de car carrier Baltic Ace die in december 2013 na aanvaring zonk in nabije Nederlandse wateren en geregeld olie verloor tot het einde van de berging in 2015 (Van Roy et al., 2013; Schallier en Van Roy, 2015), maar die slechts 2 keer tot een beperkte vervuiling leidde in het BDNZ.

Tijdens een derde incident was er sprake van een significant verontreinigingsrisico, toen het containerschip MSC Flaminia dat na brand en explosie door bergers richting Duitsland werd gesleept in de nacht van 5-6 sept. 2012 - gezien de grote hoeveelheden brandstof en HNS aan boord (Höfer, 2013). Maar er werd geen uitstroom van olie of andere schadelijke stoffen vastgesteld (Van Roy et al., 2013).

Het incident met de 'Flinterstar', een cargoschip dat op 6 oktober 2015 na aanvaring met de gastanker 'Al Orai' nabij de haven van Zeebrugge terplekke zonk en ca. 190 m<sup>3</sup> olie in zee verloor tijdens de 27 daaropvolgende



dagen is het enige ongeval dat tussen 2011-2016 tot significante acute zeeverontreiniging heeft geleid in het BDNZ (Anon., 2016a).

#### 2.6.9.3. Geografisch gebied

Het geïmpacteerd gebied, ruwweg 3000 km<sup>2</sup>, strekt zich uit over een lengte van 115 km langs de kust tot maximaal 30 km uit de kust, en omvat:

- De Belgische territoriale zee, en het zuidelijk deel van de Belgische EEZ ter hoogte van de Thorntonbank en de Westhinder TSS ten noorden van de Oostdyckbank;
- Het zuid-westelijke deel van de Nederlandse territoriale zee en kustlijn, gelegen tussen de Belgisch-Nederlandse zee grens tot aan Haamstede op het eiland Schouwen-Duiveland in de Provincie Zeeland;

Het noordoostelijk deel van de Franse territoriale zee, gelegen tussen de Belgisch-Franse zee grens tot aan Duinkerke (Malo-les-bains) in de regio Nord-Pas-de-Calais.

#### 2.6.9.4. Methodologie

De significante acute zeeverontreiniging veroorzaakt door het 'Flinterstar' incident werd vanaf de vroege ochtend van 6 oktober 2015 intensief opgevolgd door luchttoezicht. Dit gebeurde met het Belgische remote sensing vliegtuig uitgerust met sensoren (zie 2.6.8.4, Anon., 2016a). De volumes van de olievlekken werden geschat volgens de 'Bonn Agreement Oil Appearance Code' of BAOAC (Bonn Agreement, 2016). Het vliegtuig bleef in eerste lijn actief tijdens de ganse duur van de crisisfase: van het incident op 6 oktober 2015 tot het einde van de pompwerkzaamheden op 2 november 2016. Daarnaast werd in de crisisfase ook gebruik gemaakt van UAVs, helicopters, en CSN-satellietbeelden.

Het geïmpacteerd gebied kon goed worden ingeschat op basis van de luchttoezichtsdata, aangevuld met rapporteringen van aanlanding van olie op de Belgische, Noord-Franse en Zuid-Nederlandse kusten. De evaluatie werd aangevuld met modelsimulaties. Het geavanceerd 3D model OSERIT simuleert de drift en verspreiding van olievlekken (Legrand en Schallier, subm.). Ook werden stalen van de olie op zee en op stranden genomen. Na de crisisfase bleef het Belgische toezichtsvliegtuig de zone rondom het wrak wekelijks overvliegen tijdens de bewakingsfase (november 2015 t.e.m. april 2016) en de bergingsfase (mei-september 2016) (Anon., 2016b; Anon., 2017).

In het kader van het Flinterstar incident werd ook nog een milieu-impact monitoring uitgevoerd. Dit wordt in het volgende hoofdstuk 2.6.10. behandeld.

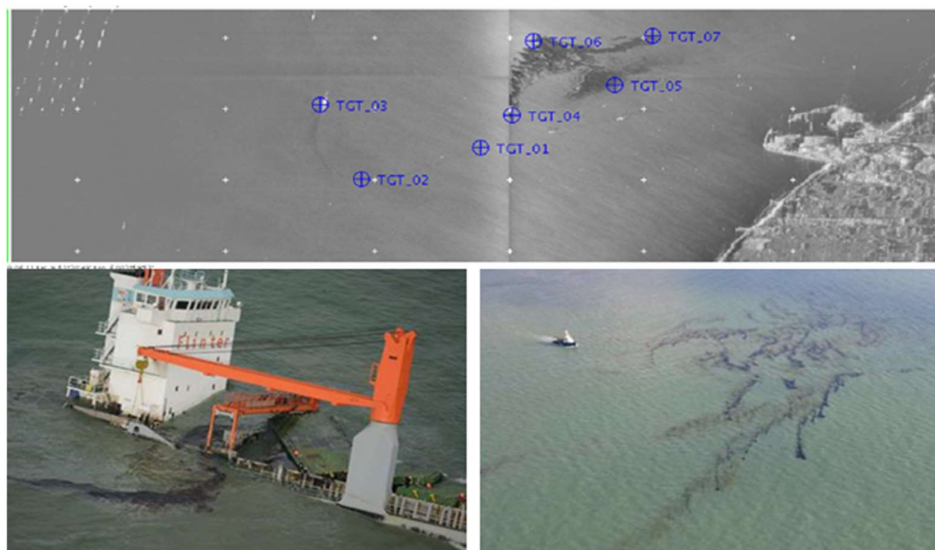
#### 2.6.9.5. Resultaten

De Flinterstar was na de aanvaring zwaar beschadigd in zijn middensectie, en het schip werd op de ondiepe zandbank 'Wandelaar' geduwd waar het zonk op positie 51°24.007' N – 003°03.717'E, op 8 km ten NW van de haven van Zeebrugge. Onmiddellijk na de aanvaring werd het Algemene Nood- en Interventieplan voor de Noordzee (ANIP Noordzee) geactiveerd. Eerst werd een succesvolle Search and Rescue operatie uitgevoerd waarbij de 11 bemanningsleden en de loads van de Flinterstar werden gered. Daarna volgden de noodmaatregelen op vlak van scheepvaartveiligheid en pollutiebestrijding – waarbij al snel bijstand werd gevraagd aan Nederland (Rijkswaterstaat) in het kader van het Bonn Akkoord. Zo werd heel snel luchttoezicht

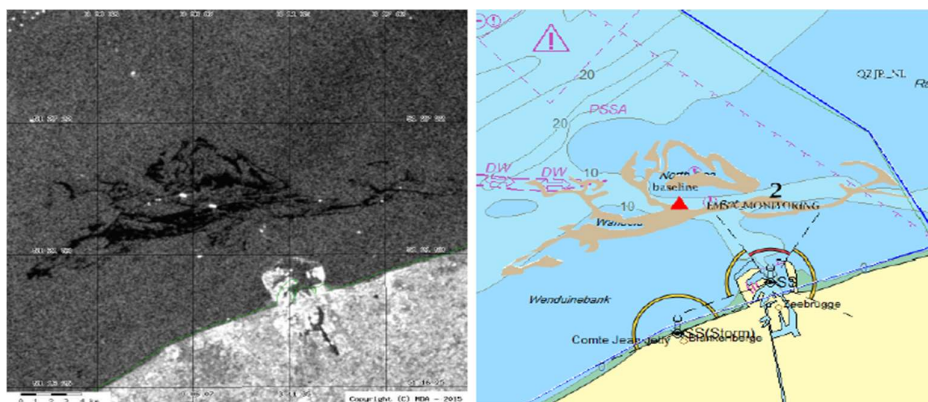
boven het geïmpacteerd gebied georganiseerd en oliebestrijding op zee opgestart met mechanische recuperatievaartuigen. Ook werden modelsimulaties gerund en overleg opgestart met de buurlanden, scheepseigenaars, verzekeraars en bergers.

Over de ganse periode nam het Belgisch toezichtsvliegtuig in totaal 78 accidentele olievlekken waar in het geïmpacteerd gebied. Tijdens additionele vluchten observeerden een helicopter en het Nederlandse Kustwachtvliegtuig nog eens respectievelijk 8 en 5 accidentele olievlekken. In 9 van deze gevallen gebeurde dit naar aanleiding van een CSN satellietdetectie. Veruit de meeste en grootste accidentele olieverliezen werden waargenomen tijdens de crisisfase met twee piekmomenten: tijdens de eerste week met olievolumes op zee in de orde van 50-100 m<sup>3</sup> en op het einde van de 2e week met een grote olieverontreiniging in de orde van 50 m<sup>3</sup> of meer (initieel vanuit de lucht geschat op >100 m<sup>3</sup>, maar olie bleek geëmulsiïficeerd) die ontstond tijdens de olieverwijderingsoperaties door het plots verschuiven van cargo in het scheepswrak (zie Figuur 2.43 en Figuur 2.44).

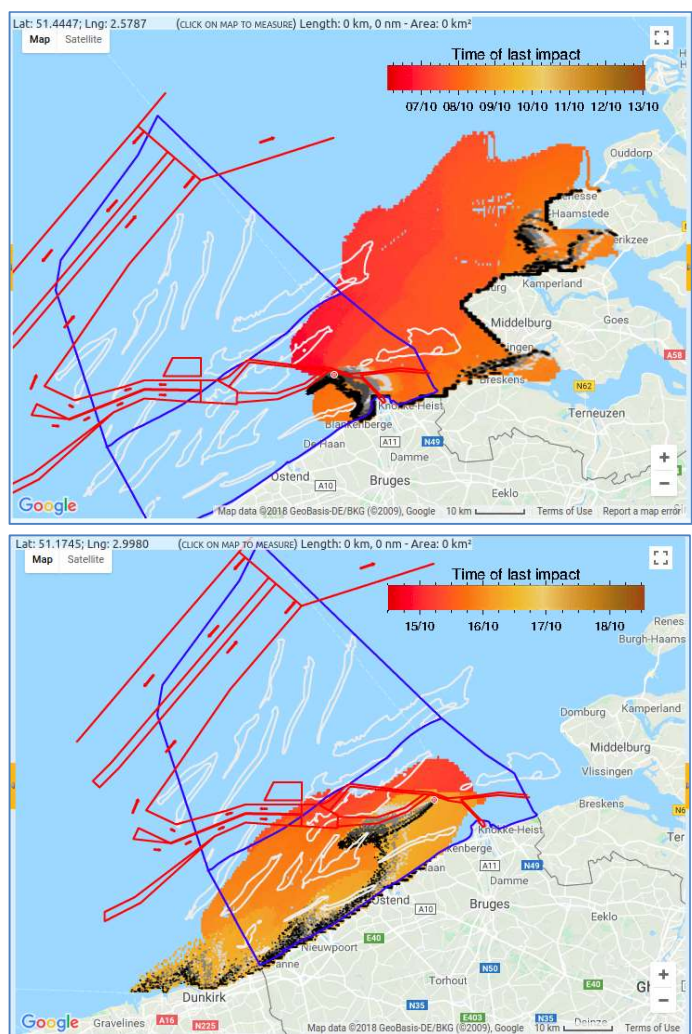
De grootste olievolumes werden meestal vlakbij de Flinterstar-site waargenomen, in het oostelijk deel van de Belgische territoriale zee. Maar sterk verweerde olievlekken vooral bestaande uit sheen, en soms met dikkere, verspreide stookolie-plakken, werden over een veel ruimer gebied waargenomen. Zo werd op 8 oktober 2015 een erg verspreide olieverontreiniging waargenomen vanuit het vliegtuig, die reikte tot in de Nederlandse territoriale zee voor Schouwen-Duiveland. Er spoelden ook beperkte olieresten aan ter hoogte van Walcheren en Schouwen. Het uiterst zuidelijke punt van het geïmpacteerd gebied werd bereikt op 15 oktober 2015 op het strand van Malo-les-bains in Duinkerke. Deze gerapporteerde spreiding van de olieverontreiniging werd goed gesimuleerd met het Belgische 3D oil spill and fate model OSERIT (Figuur 2.45).



*Figuur 2.43. SLAR-beeld van eerste grote olieverontreiniging op 06/10/15, aangevuld met een foto van de Flinterstar en van de grote olievlek waargenomen diezelfde dag.*



Figuur 2.44. SAR-beeld (rode driehoek: wrak Flinterstar) van de tweede grote olieverontreiniging (17-20/10/15).



Figuur 2.45. Boven: OSERIT modelsimulatie 08/10/2015, en onder: OSERIT modelsimulatie 15/10/2015, die het mogelijk afdrijven van nieuwe olievlekken afkomstig van de Flinterstar aantoon in die periodes.

Na de crisisfase bleef nog slechts een resthoeveelheid olie (geschat op max. 5-10% van oorspronkelijke volumes) over aan boord van het wrak van de Flinterstar. Slechts af en toe werden nog kleine olieverliezen (geschat volume < 1 m<sup>3</sup>, met uitzondering van één olievlek van ca. 1,5 m<sup>3</sup>) uit het wrak waargenomen tijdens de wekelijkse vluchten. Dit geeft ook aan dat de pompwerkzaamheden door de bergers bijzonder efficiënt waren uitgevoerd.

#### 2.6.9.6. Conclusies

De accidentele olieverontreiniging voortvloeiend uit het 'Flinterstar' incident werd door België als een significante acute verontreiniging beschouwd. Dit omwille van verschillende redenen:

- de ernstige accidentele uitstroom van bijna 200 m<sup>3</sup> olie uit het wrak en het olieverontreinigingsrisico in de orde van 550 m<sup>3</sup> – een stuk groter dan de minimumlimiet van 50 m<sup>3</sup> voor onderzoek en rapportering zoals bepaald door de IMO;
- een groot deel van de olie betrof zware stookolie dat gekend is als een bijzonder persistent olietype dat zich wijd kan verspreiden in het mariene milieu;
- het incident vond plaats in ondiepe, kwetsbare kustwateren, die diverse benthische gemeenschappen herbergen, een belangrijke kraamkamerfunctie hebben, en heel belangrijke visgronden vormen voor de plaatselijke commerciële boomkorvisserij;
- de seizoenale kwetsbaarheid voor tal van zeevogelsoorten in de regio die in die periode beginnen aan de grote najaarstrek richting zuiden;
- de onmiddellijke nabijheid van hoog-kwetsbare, aanpalende kustgebieden, met in het bijzonder het Zwin-reservaat (groot slikke- en schorregebied) en het reservaat van de Baai van Heist (met modderplaten, slikken en schorren), de Westerschelde-monding en de kwetsbare Zeelandkusten.

Het succesvolle optreden van de Belgische overheidsdiensten ter bestrijding van de olieverontreiniging kan worden afgeleid uit de uiteindelijke olie-massabalans:

- de Flinterstar had op het moment van aanvaring een kleine 550 m<sup>3</sup> olie aan boord (ca. 428 m<sup>3</sup> HFO en ca. 115 m<sup>3</sup> MDO).
- ca. 352 m<sup>3</sup> olie kon rechtstreeks uit het wrak worden gerecupereerd (info bergers).
- ca. 55 m<sup>3</sup> van de in zee geloosde olie werd geruimd door olierecuperatievaartuigen.
- op basis van luchttoezichtsdata werd het olievolume op zee, met uitsluiting van dubbele vlekwaarnemingen, geschat op ca. 435 m<sup>3</sup> over de ganse periode. Rekening houdend echter met (i) het feit dat met de BAOAC-methode geen exacte volumes kunnen worden bekomen maar slechts grootteordes, en (ii) de mogelijkheid dat een aanzienlijk deel van de waargenomen vlekken water-in-olie emulsies betrof die mogelijks tot 60% water bevatten (zoals in oliestaanalyses aangetoond), geeft het cijfer van 435 m<sup>3</sup> een vertekend beeld. Uitgaand van het olievolume gepompt uit het wrak (352 m<sup>3</sup>), kan daarom worden besloten dat ongeveer 190 m<sup>3</sup> olie (HFO en MDO) in zee werd geloosd.

Uit bovenstaande cijfers kan worden besloten dat slechts ca. 135 m<sup>3</sup> olie in zee achterbleef, wat overeenkomt met ±25% van het olievolume aanwezig aan boord van de Flinterstar op het moment van aanvaring. De impact op het mariene milieu en de kust werd zo tot een minimum beperkt, zowel in België als bij de buurlanden.

Een goed overzicht van het Flinterstar-incident werd gegeven op OTSOPA 2016, de vergadering van de technische werkgroep van het Bonn Akkoord (Anon., 2016a). De daarin vermelde voorlopige olie-massabalans werd op het einde van het incident verfijnd op basis van de finaal bekomen cijfers (Donnay, 2017).

Over de jaren heen beschouwd is het Flinterstar incident helaas niet uitzonderlijk te noemen. Het is een schoolvoorbeeld van het hoge risico voor scheepvaartongevallen en accidentele zeeverontreiniging voor de Belgische kust, zoals blijkt uit de historiek van scheepvaartongevallen in en nabij het BDNZ (Schallier & Van Roy, 2015).

#### 2.6.9.7. Kwaliteitsaspecten

Inzake datakwaliteit en betrouwbaarheid van methodes, wordt erkend dat er onzekerheden bestaan:

- olievolumeschattingen gebaseerd op de BAOAC methode leveren betrouwbare informatie over grootte-orde. Daarnaast zijn foute schattingen mogelijk als olie-in-water emulsies op zee niet herkenbaar zijn vanuit de lucht;
- de olievolumes aan boord van de Flinterstar werden geschat op basis van de gekende olievolumes aan boord in zijn laatste aanloophaven en het vermoedelijk verbruikte brandstofvolume tot het moment van aanvaring;
- de eindcijfers van gerecupereerde en weggepompte olie zijn benaderingen omdat er water in de olierestanten zat. Deze onzekerheid werd gereduceerd tot < 2% water.

Toch kunnen de toegepaste methodes en datavergaring als 'best practice' worden beschouwd (Bonn Agreement, 2016). De vastgestelde olievlekposities, modelsimulaties en rapporten van aangelande olie geven een realistisch beeld van de reikwijdte van het geïmpacteerde gebied. Vanuit de lucht overschatte olievolumes werden verfijnd op basis van oliestaalanalyses en volumecijfers van gerecupereerde en verwijderde olie.

Het blijft erg moeilijk te bepalen wat het lot van de ca. 135 m<sup>3</sup> olie was die in het mariene milieu verdween. Een minimale fractie spoelde aan op de stranden, een aanzienlijk deel (lichte koolwaterstoffracties) verdampte of werd afgebroken. Een persistente resthoeveelheid bevindt zich wellicht nog sterk verspreid in het mariene milieu. Modellen simuleren de verspreiding van olie in de waterkolom en nabij de zeebodem slechts over een beperkte tijdspanne. Ook de monitoring uitgevoerd tijdens het incident (zie 2.6.10) leverde hierover amper informatie.

#### 2.6.9.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.6.9.9. Referenties

Anon., 2016a. The Flinterstar Incident. Document OTSOPA 16/8/Info.1(L) presented by Belgium at the annual Meeting of the working group on operational, technical and scientific questions concerning counter pollution activities (OTSOPA), held in Scheveningen, The Netherlands, 24-26 May 2016. 11 pp. See: <http://www.bonnagreement.org/meetings>.

Anon., 2016b. MUMM Marine Pollution Report 2015. See:

- <http://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/aerial-surveillance/results>
- Anon., 2017. MUMM Marine Pollution Report 2016. See: <http://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/aerial-surveillance/results>
- Bonn Agreement, 2016. Aerial Operations Handbook. Publication Bonn Agreement, sept.2016. See: [http://www.bonnagreement.org/site/assets/files/1081/aerial\\_operations\\_handbook.pdf](http://www.bonnagreement.org/site/assets/files/1081/aerial_operations_handbook.pdf)
- De Montpellier, G., JP. Vogt, W. Van Roy & R. Schallier. Activity Report 2011 of the Belgian North Sea Aerial Survey Programme. Report MUMM, July 2012, 9 pp. See: <http://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/aerial-surveillance/results>
- Donnay, E., 2016. Accident m/v Flinterstar vs m/t Al Oraiq on 6th October 2015. Overview of the response and lessons learnt. Presentation given by Belgium (FPS Public Health, Food Chain Safety and Environment) at the annual meeting of CTG-MPPR (40 slides).
- Höfer, T., 2013. Feu à bord du MSC Flaminia: gestion par les autorités allemandes. Dossier dans Bulletin d'information du Cedre, N°30, Juin 2013. p.4-9. See: <https://wwz.cedre.fr/en/Our-resources/Documentation/Cedre-Information-Bulletin>
- Legrand, S. and R. Schallier (Subm.). System-to-system interface between the EMSA CleanSeaNet service and OSERIT: the potential synergies between remote sensing and modelling in case of marine pollution. Submitted publication following presentation on synergies between remote sensing and modelling, given at CEDRE Information Day, 13 October 2016, Brest (France). 20 pp. See: <https://wwz.cedre.fr/en/Our-resources/Events/Information-Day/Remote-detection-and-maritime-pollution-2016>
- Schallier R. and W. Van Roy, 2015. Oil Pollution in and around the waters of Belgium. In: A. Carpenter (ed.). Oil Pollution in the North Sea, Hdb Env Chem (2016) 41, 93-116, Springer International Publishing Switzerland 2014. See: [https://link.springer.com/chapter/10.1007/698\\_2014\\_330/fulltext.html](https://link.springer.com/chapter/10.1007/698_2014_330/fulltext.html)
- Van Roy, W., Van Cappellen, M., Vogt, J.P. & Schallier, R., 2013. Activity Report 2012 of the Belgian North Sea aerial survey programme. Report BMM, OD Natural Environment, RBINS, 19 pp. See : <http://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/aerial-surveillance/results>

## 2.6.10. Schadelijke effecten van significante acute verontreinigingen

Ronny Schallier, Karien De Cauwer en Sébastien Legrand

De resultaten van de monitoring volgend op het Flinterstar incident toonden geen impact van de olieverontreiniging op mariene sedimenten, organismen of bodemfauna. De impact op zeevogels bleef vermoedelijk beperkt tot iets meer dan 300 licht besmeurde individuen (grotendeels meeuwen).

### 2.6.10.1. Inleiding

Indien een Europese Lidstaat getroffen wordt door een significante acute verontreiniging door olie of andere in bulk vervoerde schadelijke vloeistoffen (cf. Art.2(2) van de Europese Richtlijn 2005/35/EC), dan dient deze Lidstaat in uitvoering van Art.8 van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie een gepaste monitoring van deze gebeurtenis van significante acute pollutie uit te voeren rekening houdend met de omvang en duur van de verontreiniging, met als doel nadelige effecten van deze acute pollutie op soorten en habitats te beoordelen, en schadelijke effecten te minimaliseren of waar mogelijk te elimineren (cf. Descriptor 8).

In de periode 2011-2016 werd België één keer getroffen door een significante acute pollutie, met name door het 'Flinterstar' olieverontreinigingsincident (zie 2.6.9.). In dezelfde periode vonden geen significante acute verontreinigingen door andere schadelijke stoffen dan olie plaats. Om de nadelige effecten van de oliepollutie afkomstig van de Flinterstar op soorten en habitats te beoordelen werd een gepaste monitoring uitgevoerd. Dit wordt hieronder besproken.

### 2.6.10.2. Achtergrond

Het is algemeen gekend dat een zware zeeverontreiniging voortvloeiend uit een scheepvaartongeval of een incident met een offshore boorplatform, erg nadelige effecten kan veroorzaken op een zee- en/of kustmilieu, op soorten en habitats die daarin voorkomen en op menselijke activiteiten die daar plaatsvinden (vb. visserij en toerisme). De effecten op mariene organismen kunnen lethaal zijn (sterfte) of sublethaal (verstoring metabolisme, voorplanting, voedselopname enz.), rechtstreeks (directe sterfte) of onrechtstreeks (vb. verstoring voedselketen). De duur hiervan is afhankelijk van de kwetsbaarheid en het herstelvermogen van soorten en habitats.

Om deze redenen is het van belang om de impact snel, gepast en efficiënt te monitoren om de negatieve effecten ervan zo goed mogelijk te kunnen inschatten en indien nodig maatregelen te treffen (bv. visserijbeperking). De Operationele Directie Natuur (KBIN-OD Natuur) en het Instituut voor Landbouw- en Visserij-Onderzoek (ILVO) voerden twee monitoringscampagnes uit op het begin en het einde van de crisisfase van het 'Flinterstar' incident. Daarbij werd het oostelijk deel van de Belgische territoriale zee bemonsterd.

### 2.6.10.3. Geografisch gebied

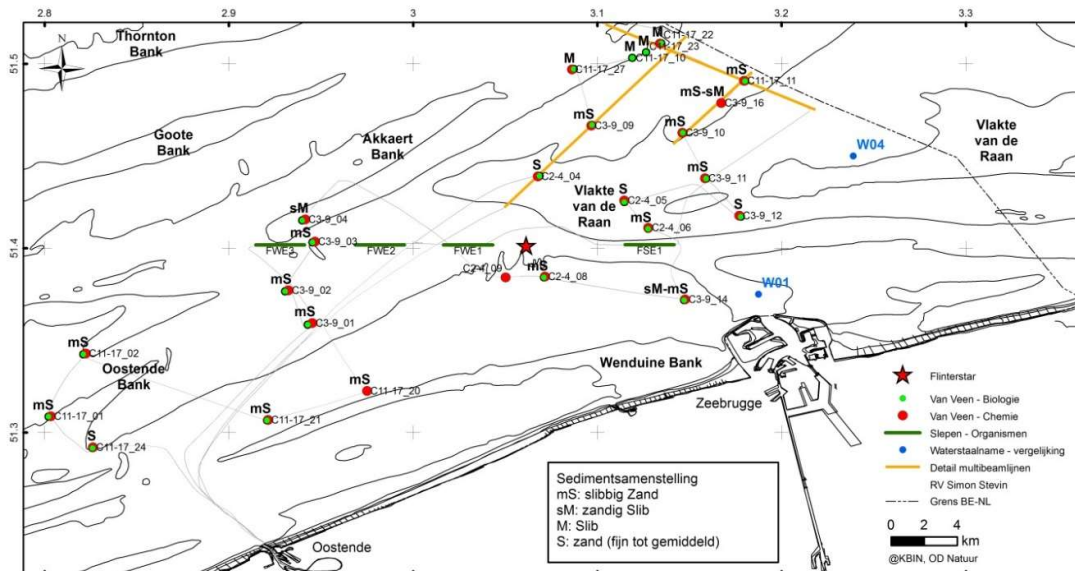
Er werd een specifiek staalnameprogramma ontwikkeld (zie Figuur 2.46), met:

- 23 bemonsteringsstations in het verwachte impactgebied (afgeleid van OSERIT modelsimulaties - zie Figuur 2.47), georganiseerd in stralen van verschillende afstanden tot het wrak (resp. stralen van 2-4



km, 3-9 km en 11-17 km) en met 3 punten in het veld in SW-NO richting langs de kust;

- Monitoringslijnen voor multibeam tracks over velden waar aggregaties van kokerwormen (*Lanice conchilega*) werden verwacht;
- 4 lijnen voor het uitvoeren van visslepen tussen 1 en 5 mijl van het wrak.



Figuur 2.46. Staalname-locaties Flinterstar monitoringscampagnes.

#### 2.6.10.4. Methodologie

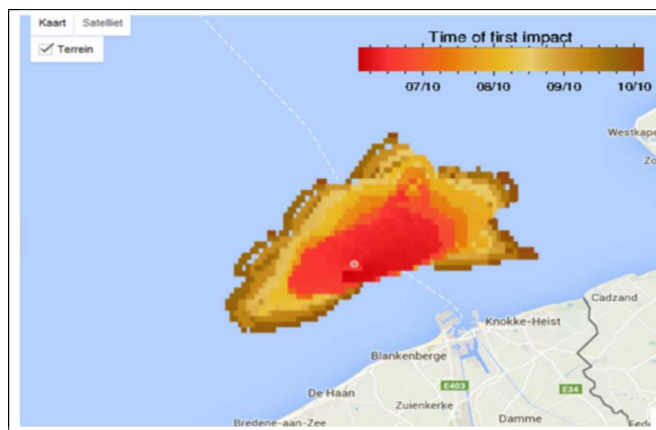
Gezien de luchtwaarnemingen van olievlekken op zee in de eerste dagen van het Flinterstar incident (6 oktober 2015 e.v.) en de gerapporteerde hoeveelheid brandstof aan boord van de Flinterstar (ca. 550 m<sup>3</sup>) onmiddellijk aangaven dat dit een ernstig olieverontreinigingsincident betrof in kwetsbare kustwateren, beslisten KBIN-OD Natuur en ILVO de impact-monitoring op zee op te starten. De monitoring van de kustzone rondom het wrak van de Flinterstar had als doel de bepaling van (Anon., 2016):

- (1) Contaminanten (poly-aromatische koolwaterstoffen of PAK's) in het sediment;
- (2) Contaminanten (PAK's) in mariene organismen (schar, tong, krab en garnaal);
- (3) Macro-ecologische kenmerken van de zeebodem

De bepaling van PAK's in sedimenten (door KBIN-OD Natuur) en mariene organismen (door ILVO) gebeurde volgens standaard analytische methodes en procedures.

In totaal werden 2 monitoringscampagnes op zee uitgevoerd met het oceanografisch vaartuig Simon Stevin: de eerste zgn. 'T0' campagne op 10-11 oktober in de eerste week van het Flinterstar incident; de tweede zgn. 'T1' campagne op 31 oktober op het einde van de crisisfase. Daarnaast werd het crisisteam van het Belgische Noodplan 'Zeevogels' van bij het begin van het incident op standby geplaatst. Experts van het INBO vlogen mee aan boord van het Belgische toezichtsvliegtuig om de zeegebieden te monitoren op aanwezigheid van zeevogels. Het crisisteam hield, samen met de diensten die op de stranden patrouilleerden, informatie bij over eventuele stookolieslachtoffers.





Figuur 2.47. OSERIT 60u-simulatie van spreiding van de 'Flinterstar' olieverontreiniging op de zeebodem.

#### 2.6.10.5. Resultaten

De resultaten van de T0 en T1 monitoring zijn:

- De sedimentstalen (aantal T0: 16; aantal T1: 23 + station 710) werden geanalyseerd op 23 PAK's. De PAK-concentraties en hun ratio's (i.e. petrogene versus pyrolytische oorsprong) werden opgemeten en vergeleken met historische waarden. In geen enkel van de geanalyseerde bodemstalen duiden de PAK-waarden op contaminatie door Flinterstar-olie (OD Nature, 2015a, OD Nature, 2015b).
- Voor de beoordeling van chemische pollutie in biota werd de concentratie van 14 PAK's opgemeten in vis (schar *Limanda limanda*; en/of tong *Solea solea*), zwemkrab (*Liocarcinus holsatus*) en grijze garnaal (*Crangon crangon*). Vergeleken met historische data was er geen verhoging in PAK's in mariene biota te vinden. Voor de zwemkrab werd op T1 in twee stations een hogere PAK-concentratie opgemeten tegenover de T0-waarden, maar dit viel binnen de natuurlijke variatie. De lage waarden van benzo(a)pyreen, benzo(a)antraceen, benzo(b)fluoranteen en chryseen (som van 4 PAK's) toonden aan dat er geen gevaar was voor de voedselveiligheid (ILVO, 2015a, ILVO, 2015b).
- De bodemfauna (macrobenthos met vnl. kokerwormen *Janice conchilega* en *Owenia fusiformis* kenmerkend voor fijnzanderig en slibrijk sedimenten) werd op resp. 22 en 4 stations bemonsterd tijdens T0 en T1 campagnes. Er werden geen zichtbare verontreinigingseffecten op de bodemfauna vastgesteld. Door het ontbreken van verhoogde PAK-waarden in sediment en biota werden de bodemfauna-stalen niet verder geanalyseerd (Anon., 2015).

De impact op zeevogels<sup>4</sup> bleef relatief beperkt. Wat getelde exemplaren betreft, betrof dit iets meer dan 50 licht besmeurde zeevogels (vnl. meeuwen) in België (bron: sitreplogboeken Civiele Bescherming) en ca. 230 licht besmeurde meeuwen, 11 besmeurde scholeksters en 1 alk in Nederland (bron: sitrep-mails van Sea Alarm), met info afkomstig van vnl. Rijkswaterstaat-NL). Verder ontving BMM nog enkele meldingen vanuit Nederland (van Rijkswaterstaat-NL, via Sea Alarm), van olievogels op het strand van Domburg, en licht met olie besmeurde meeuwen in de Zeeuwse kustwateren, helaas zonder vermelding van aantallen. Tijdens de crisisfase waren

<sup>4</sup> Ingeschat op basis van vnl. visuele waarneming van olie op verenkleed, gaande van <5% besmeurd tot meer dan 20%.

weinig vogels aanwezig in het geïmpacteerd gebied, vnl. meeuwen. Het effect op de getroffen meeuwen kon moeilijk worden ingeschat, omdat licht besmeurde meeuwen kunnen vliegen en moeilijk te vangen zijn; hun overlevingskansen werden echter als gering ingeschat.

#### 2.6.10.6. Conclusies

Vanaf het begin van het Flinterstar incident bleek al snel dat de accidentele olieverliezen als een significante acute olieverontreiniging konden worden beschouwd. Dit gezien de aanzienlijke vrijgekomen olievolumes (ca. 190 m<sup>3</sup> zware stookolie (HFO) en mariene diesel (MDO) verloren in zee, waarvan 135 m<sup>3</sup> niet kon worden gerecupereerd), de geringe waterdieptes en hoge kwetsbaarheid van de getroffen kustzone. De aanvaring van de Flinterstar vond bovendien plaats in een gebied waar heel actief gevist wordt op garnalen. Het incident gebeurde ook in het begin van het seizoen van de najaarstrek van zeevogels.

Met de impact-monitoring werd gepoogd om effecten van de accidentele olieverontreiniging op soorten en habitats te documenteren en te beoordelen. Toen uit de bekomen monitoringsresultaten en rapporten bleek dat noch de T0 campagne in de eerste dagen van het incident, noch de T1 campagne op het einde van de crisisfase enige vorm van impact van de olieverontreiniging van de Flinterstar had kunnen aantonen, besloten KBIN-OD Natuur en ILVO in de loop van november 2015 om de monitoring te stoppen.

Het niet kunnen aantonen van enige verontreiniging via in situ monitoring betekent uiteraard niet dat er geen verontreiniging was. De Flinterstar had slechts een beperkte hoeveelheid lichte olie (115 m<sup>3</sup> MDO) aan boord op het moment van aanvaring, maar veel meer zware stookolie (428 m<sup>3</sup> HFO). Van zware stookolie die in zee terechtkomt is geweten dat slechts een beperkte fractie verdampt, en de rest eerder emulsifieert en/of, eenmaal ondergedompeld, zich verder onder water verplaatst in de vorm van visceuze klodders, teerballen of plakken (Anon., 2016; Figuur 2.48). De stookolieresten kunnen dan in die vorm aanspoelen of sedimenteren. Gezien de aanlanding van olie tot een minimum beperkt bleef, en gezien de huidige kennis van het gedrag van visceuze olie in zeewater, kan dus worden verondersteld dat de overblijvende (t.t.z. niet gerecupereerde, verdampte of afgebroken) persistente olierestanten van het Flinterstar incident zeer ongelijkmatig in en op de zeebodem verspreid werden waardoor de kans op detectie van verontreiniging sterk afhankelijk is van het in totaal bemonsterde zeebodemoppervlak. Gezien het aantal bemonsterde stations rondom de locatie van de Flinterstar kan de verontreiniging als beperkt beschouwd worden.



*Figuur 2.48. Flinterstar-HFO in vorm van visceuze klodders op zee, en kleine teerballen en plakken op het strand.*

Ook voor zeevogels bleven de effecten gelukkig erg beperkt, vooral omdat de meest kwetsbare vogelsoorten, zoals zeekoeten en alken, zich in oktober 2015 nog ruim ten noorden van het geïmpacteerde gebied bevonden in het westelijk deel van de Nederlandse EEZ.

Voor het incident van de Flinterstar beschikte België – met uitzondering van het Interventieplan Vogels – niet over een Incident Monitoring noodplan. Dit was één van de belangrijkste lessons learnt uit dit incident. Momenteel maakt KBIN-OD Natuur dan ook werk van een Incident Monitoring Plan voor de Belgische zeegebieden, in navolging van het Britse PREMIAM project (Law et al., 2011).

#### 2.6.10.7. Kwaliteitsaspecten

Voor de analyses van PAK's wordt verwezen naar 2.6.2.7.

#### 2.6.10.8. Referenties

- Anon., 2015. Milieu-impactmonitoring Flinterstar: samenvattende rapportage T0 bemonstering (10-11/10/2015). Technische rapportage ODN-KBIN. 3 pp.
- Anon., 2016. The Flinterstar Incident. Document OTSOPA 16/8/Info.1(L) presented by Belgium at the annual Meeting of the working group on operational, technical and scientific questions concerning counter pollution activities (OTSOPA), held in Scheveningen, The Netherlands, 24-26 May 2016. 11 pp. See: <http://www.bonnagreement.org/meetings>
- ILVO, 2015a. Monitoring Flinterstar accident T0. ILVO FS report 20151012 (ILVO chemical monitoring), Institute for Agricultural and Fisheries Research, Ostend, Belgium, 4 pp.
- ILVO, 2015b. Monitoring Flinterstar accident T1. ILVO FS report 20151109 (ILVO chemical monitoring), Institute for Agricultural and Fisheries Research, Ostend, Belgium, 4 pp.
- Law, R.J., M.F. Kirby, J. Moore, J. Barry, M. Sapp and J. Balaam, 2011. PREMIAM – Pollution Response in Emergencies Marine Impact Assessment and Monitoring: Post-incident monitoring guidelines. Science Series Technical Report, CEFAS, Lowestoft, 146: 164 pp. See: <https://www.cefas.co.uk/premiam/guidelines/>
- OD Nature, 2015a. Report of the results of the PAH analysis of sediments on T0 (RV Simon Stevin 12/10/2015). ECOCHEM Report, OD Nature (RBINS), Ostend, Belgium, 9 pp.
- OD Nature, 2015b. Report of the results of the PAH analysis of sediments on T1 (RV Simon Stevin 01/11/2015). ECOCHEM Report, OD Nature (RBINS), Ostend, Belgium, 12 pp.

## 2.6.11. Het risico van acute zeeverontreiniging

Sébastien Legrand en Ronny Schallier

De BE-AWARE risicoanalyse toont aan dat het BDNZ één van de Europese zones is waar het gevaar voor acute zeeverontreiniging het grootst is, zowel wat betreft het risico van ongevallen op zee, de geloosde olievolumes, als de impact van en de schade door acute zeeverontreiniging. Tussen 2011 en 2020 neemt het risico van ongevallen op zee toe als gevolg van de bouw van windmolenparken en in mindere mate door de toename van de densiteit van de scheepvaart. Om deze toename van het risico te compenseren stellen de auteurs van de studie BE-AWARE onder meer voor automatische AIS-alarmsystemen te ontwikkelen rondom de offshore windmolenparken (Hjorth, Jurgensen & Madsen, 2015).

### 2.6.11.1. Inleiding

Descriptor 8 van de MSFD beoogt onder meer het ruimtebeslag en de duur van acute zeeverontreiniging en het effect ervan op de gezondheid van soorten en op de toestand van de mariene habitats tot een minimum te beperken. Die doelstelling kan slechts worden gehaald door op lokaal, nationaal en transnationaal niveau een strak beheer van de aan zeeverontreiniging gekoppelde risico's door te voeren.

Om doeltreffend te zijn moet dat beheer drie afzonderlijke aspecten omvatten:

- 1) De realisatie van een risicoanalyse die de oorzaken en gevolgen van de acute zeeverontreiniging identificeert, kwantificeert en prioriteert.
- 2) Het doorvoeren van preventiemaatregelen om de waarschijnlijkheid van acute zeeverontreiniging te verkleinen of ten minste te controleren. Bovenop de nationale en internationale wettelijke verplichtingen omvatten de voornaamste preventiemaatregelen die binnen het BDNZ zijn doorgevoerd de verkeersscheidingsstelsels (TSS) Noordhinder en Westhinder, de radartoren "Oostdyck", het doorvoeren van de 'VTS-Scheldt', de beperkende maatregelen om loodsen aan boord te nemen, de integratie van AIS-gegevens in de radarbeelden van de VTS, de vastlegging van een veiligheidszone rondom de offshore windmolenparken,...
- 3) Goedkeuring van een operationeel plan voor de bestrijding van verontreiniging op zee. Dit plan specificeert onder meer het niveau van voorbereiding op de bestrijding en omvat een lijst van bestrijdingsmiddelen (drijvende dammen, skimmers, pompen, opslagtanks, absorberende stoffen, dispersanten, ...) die in geval van vervuiling snel kunnen worden ingezet. Dit operationeel plan maakt deel uit van het algemeen nood- en interventieplan op zee, bekend onder de naam "ANIP Noordzee". Het ANIP Noordzee omvat 5 disciplines, zijnde de "hulpoperaties op zee" (met inbegrip van bestrijding van vervuiling); de "medische hulp"; de "politieoperaties op zee"; de "logistieke ondersteuning"; de "mededeling van informatie en richtlijnen aan het publiek".

In het raam van deze milieudoelstelling verbindt België zich ertoe periodiek een analyse van acuut gevaar voor verontreiniging op zee te verrichten of eraan mee te werken. Dat onderzoek moet het mogelijk maken de

ecologische en sociaal-economische kwetsbaarheid van het BDNZ ten opzichte van acute zeeverontreiniging te beoordelen en wettigt desgevallend het doorvoeren van nieuwe preventiemaatregelen of het herzien van bepaalde aspecten van de planning en/of de bestrijding opdat de risico's niet groter zouden worden.

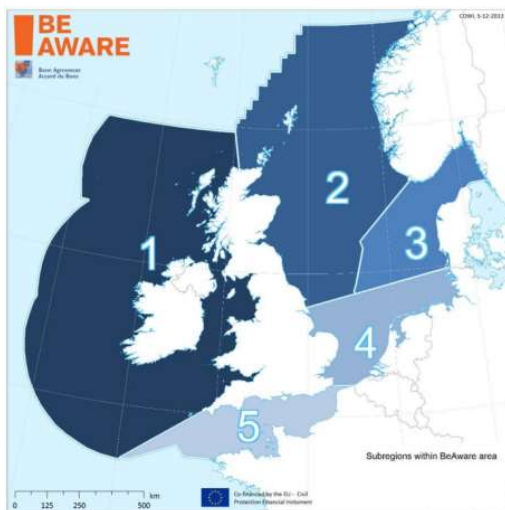
#### 2.6.11.2. Achtergrond

Het BE-AWARE project werd tussen 2012 en 2015 verwezenlijkt, gecoördineerd door het secretariaat van het akkoord van Bonn<sup>5</sup> en het is de eerste risicoanalyse met betrekking tot zeeverontreiniging die met een gemeenschappelijke methodologie voor het hele Noordzeegebied is verwezenlijkt. Het doel van de studie was op regionaal en subregionaal niveau meer inzicht verwerven in het risico van een ongeval op zee en van acute zeeverontreiniging als gevolg van een lozing van olie of van andere schadelijke stoffen dan olie (HNS – *hazardous and noxious substances*) voor de referentiesituatie (het jaar 2011) en de risico's zoals ze naar 2020 worden voorzien op grond van verschillende scenario's qua evolutie van het scheepvaartverkeer op zee en vermoedelijke doorvoering, tussen nu en 2020, van nieuwe preventiemaatregelen en/of bestrijdingsmiddelen.

Aangezien de methodologie van BE-AWARE gezamenlijk werd ontwikkeld en goedgekeurd door het geheel van de landen aan de Noordzee in de ruimste zin, zal ze beslist ook de komende jaren de regionale referentie blijven. België is via de FOD Volksgezondheid en Milieu en de BMM bijzonder actief geweest in het raam van BE-AWARE. De evaluatie van het risico van acute zeeverontreiniging voor deze rapporteringscyclus van de MSFD zal bijgevolg een samenvatting zijn van de voornaamste besluiten van de studie BE-AWARE voor het BDNZ of de zuidelijke Noordzee.

#### 2.6.11.3. Geografische zone

Belgisch deel van de Noordzee en de zuidelijke Noordzee (zone 4 van de studie BE-AWARE).



Figuur 2.49. De zuidelijke Noordzee stemt overeen met de vierde geografische zone van BE-AWARE.

<sup>5</sup>De resultaten van het project BE-AWARE (fase I en II) zijn beschikbaar op de website van het akkoord van Bonn: <https://www.bonnagreement.org/projects/i> en <https://www.bonnagreement.org/projects/ii>

#### 2.6.11.4. Methodologie

Om het risico, de oorzaken en de gevolgen van acute zeeverontreiniging te evalueren, vergt de methodologie van BE-AWARE dat de volgende stappen worden verwezenlijkt:

- 1) Een vereenvoudigde databank van het scheepvaartverkeer op zee samenstellen. Deze databank rangschikt het transport op zee in 11 klassen van vaartuigen die worden gedefinieerd op basis van het vrachttype; de klassen zelf worden in 8 onderklassen verdeeld op basis van de bruto tonnenmaat van het schip. De 11 klassen zijn: bulkschepen (bulk), ertstankers (oil-bulk-ore), olietankers (oil tankers), gastankers (LNG-LPG-Gas), chemicaliëntankers (chemical tankers), bulkschepen die levensmiddelen vervoeren (Food tanker), autoschepen (Car carrier), containerschepen (container), koelschepen (reefer), ferry's die ook voertuigen vervoeren (RoRo) en tenslotte vaartuigen met andere droge vrachttypes (Dry cargo).
- 2) Een databank samenstellen waarin voor het jongste decennium (2002-2011) alle ongevallen op zee zijn opgelijst die hebben plaatsgevonden in de zone van het akkoord van Bonn, samen met het ongevalstype en de eventuele zeeverontreiniging ten gevolge ervan. Het gaat hierbij om de volgende soorten ongevallen: aanvaringen met een ander schip, aanvaringen met een object (windmolens inbegrepen), strandingen, branden, beschadigingen van de romp, andere soorten schipbreuk en schipbreuk met onbekende oorzaak. Aan de hand van deze databank met ongevallen op zee uit het verleden kan men onder meer per ongevalstype en per klasse en onderklasse van vaartuigen de waarschijnlijkheid van een ongeval op zee en de waarschijnlijkheid van lozingen van verontreinigende stoffen en de omvang daarvan bepalen. Een gelijkaardig werk werd gedaan voor verontreiniging als gevolg van de exploitatie van offshore olie- en gasvelden (Koldenhof, 2014b).
- 3) Vertrekkend van AIS-gegevens<sup>6</sup> een model opstellen van de topologie van het netwerk van gebruikte scheepvaartroutes. Zoals bij de kaarten die GPS-navigatoren gebruiken bestaat deze topologie uit een geheel van knopen/kruispunten die onderling zijn verbonden door segmenten van scheepvaartroutes. Elke AIS-invoer wordt vervolgens geprojecteerd op het dichtstbijzijnde element van het netwerk van scheepvaartroutes. Dankzij deze stap krijgt men een raming van de dichtheid van het scheepvaartverkeer op elk element van het netwerk, uitgedrukt in aantal doortochten per jaar en per scheepsklasse (Utko and Madsen, 2014).
- 4) Een analyse maken van het risico van olieverontreiniging als gevolg van een ongeval op zee (Madsen et al, 2014a) of van een ongeval met een offshore installatie (Van der Tak et al., 2014). Deze risicoanalyses nemen 8 mogelijk lozingsvolumes in aanmerking, van 300 liter olie (categorie 1) tot 350.000 ton olie (categorie 8). In algemene zin berekent deze risicoanalyse de frequentie waarmee ieder jaar een verontreiniging van een bepaalde categorie kan voorkomen, naargelang
  - a) de jaarlijkse frequentie van de verschillende ongevalstypes, per scheepsklasse en/of per offshore installatietype,
  - b) de waarschijnlijkheid dat dit soort ongeval structurele schade toebrengt aan het vaartuig,

<sup>6</sup> Het Engelse letterwoord AIS staat voor Automatic Identification System en verwijst naar het gestandaardiseerde systeem voor het volgen van schepen. Het systeem is verplicht op schepen met een tonnenmaat van 300 ton of meer en deelt met regelmatige tussenpozen het unieke identificatiegegeven van het schip, zijn positie, zijn koers en zijn snelheid mee.

- c) de waarschijnlijkheid dat een lozing van een bepaalde categorie plaatsvindt, afhankelijk van het soort schade,
- d) het effect van de aanwezige preventievoorzieningen op de jaarlijkse frequentie van het ongevalstype die, in theorie, de risico's en dus de frequentie van de ongevallen verkleinen (Madsen et al., 2014b).

De risicoanalyses worden berekend voor elk element van het netwerk van scheepvaartroutes, voor elke scheepsklasse, voor elk type van ongeval op zee en voor elke klasse van olielozing. De resultaten maken het onder meer mogelijk voor elk knooppunt en elke route van het scheepvaartnetwerk en voor elke offshore installatie te kwantificeren wat het globaal olievolume is dat jaarlijks mogelijk in zee terechtkomt.

- 5) Bepalen welke geografische zones mogelijk worden getroffen door lozingen als gevolg van ongevallen. Zodra de verontreinigende stoffen in zee zijn terechtgekomen, gaan zij immers afdrijven onder de gezamenlijke invloed van wind, golven en stromingen. Om na te gaan welke zones door de verontreiniging worden getroffen heeft COWI, een onderaannemer van het project, voor het afdrijven van de olielagen een vereenvoudigd model uitgewerkt dat uitsluitend rekening houdt met wind, golven en stroming als krachten die erop inwerken. Het model berekent het uitdijen van de laag en de evolutie van een aantal fysicochemische eigenschappen van de in zee gestroomde olie, zoals dichtheid, viscositeit en emulsiegraad. Dit model integreert tegelijk de beschikbare bestrijdingsmiddelen (skimmers, pompen, chemische dispersie,...), de doeltreffendheid ervan en de termijn waarop ze kunnen ingeschakeld worden (Morth et al., 2015). Dit vereenvoudigd model werd bekrachtigd door simulaties die werden verricht met het OSERIT-model (Legrand, 2015a en b) en toegepast in de zeven meteorologische zones die in het raam van BE-AWARE zijn afgebakend, voor het geheel van de in aanmerking genomen klimaatomstandigheden en voor de acht typische verontreinigingsvolumes. Dankzij de resultaten van die berekeningen kon een ruimtelijke spreiding van de potentieel getroffen zones bij acute zeeverontreiniging worden berekend. De intensiteit van het risico wordt uitgedrukt in grammen olie per vierkante meter zee en per jaar (Madsen & Jurgensen, 2015).
- 6) De risico's van ecologische en sociaal-economische schade als gevolg van zeeverontreiniging bepalen. Om dit risico te kwantificeren werd onderzocht hoe ecologisch en sociaal-economisch kwetsbaar een aantal elementen zijn voor olieverontreiniging. De gebruikte methodologie geeft een seizoensgebonden kwetsbaarheidsindex, voor verontreiniging met olie aan de oppervlakte of chemisch gedispergeerd in de waterkolom, aan 22 karakteristieke habitats, aan 8 belangrijke soorten, aan het geheel van de beschermde zeegebieden en aan 18 kwetsbare sociaal-economische activiteiten (zoals visserij, toerisme, havens, zandwinningsgebieden, concessies voor hernieuwbare energie,...) (Schallier et al., 2014). Toegepast op de gehele zone van het akkoord van Bonn heeft deze methodologie het mogelijk gemaakt seizoenskaarten op te stellen voor ecologische en sociaal-economische kwetsbaarheid (Povlsen and Hjorth, 2015). Deze methodologie werd in het raam van het project HNS-MS gebruikt voor de vier grote gedragscategorieën van chemische verontreinigende stoffen: drijvende producten (floaters), zinkende producten (sinkers), producten die oplossen in de waterkolom (dissolvers) en producten die in de atmosfeer verdampen (evaporators) (Legrand et al., 2017). Door de ecologische en sociaal-economische

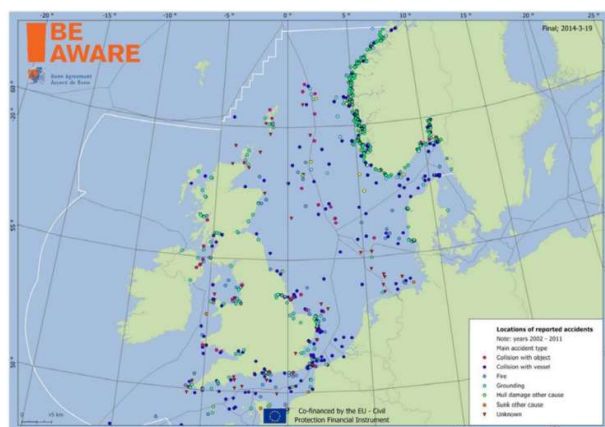
kwetsbaarheidskaarten en de kaarten met zones die potentieel door acute zeeverontreiniging getroffen worden te combineren, kan men uiteindelijk het risico van schade door acute zeeverontreiniging evalueren. De intensiteit van de schade wordt uitgedrukt in gewogen grammen olie per vierkante meter zee en per jaar (Madsen & Jurgensen, 2015).

De zes grote stappen van de BE-AWARE risicoanalyse werden verricht voor het referentiejaar 2011 (het project BE-AWARE ving aan in 2012) en voor een aantal realistische scenario's voor het jaar 2020, gebaseerd op een projectie van de evolutie van het scheepvaartverkeer en op de verwachte evolutie van operationele preventiemaatregelen en bestrijdingsmiddelen.

#### 2.6.11.5. Resultaten en trends

Dit zijn de voornaamste resultaten van de BE-AWARE risicoanalyse:

- 1) Figuur 2.50 geeft de geografische spreiding van 1069 ongevallen op zee weer zoals ze werden gerapporteerd voor het geheel van de zone van het akkoord van Bonn tussen 2002 en 2011 (Y. Koldenhof, 2014b). Naar ongevalstype uitgesplitst gaat het om 425 strandingen, 275 aanvaringen tussen vaartuigen, 123 branden, 67 aanvaringen met andere objecten, 9 schipbreuken en 19 ongevallen te wijten aan allerlei structuurschade aan de romp. Van de overblijvende 149 ongevallen werd de oorzaak niet gerapporteerd.



Qua scheepstypes die betrokken waren bij deze ongevallen gaat het om 303 ongevallen met vrachtschepen, 209 met ferry's (passagiers en ro-ro), 105 met tankers, 88 met vissersboten, 62 met bulkschepen, 31 met containerschepen en 6 met autoschepen. Bij 254 ongevallen waren andere scheepstypes betrokken. In 11 gevallen werd het scheepstype niet gerapporteerd.

*Figuur 2.50. Geografische spreiding van de 1069 ongevallen op zee zoals gerapporteerd in de zone van de akkoorden van Bonn tussen 2002 en 2011.*

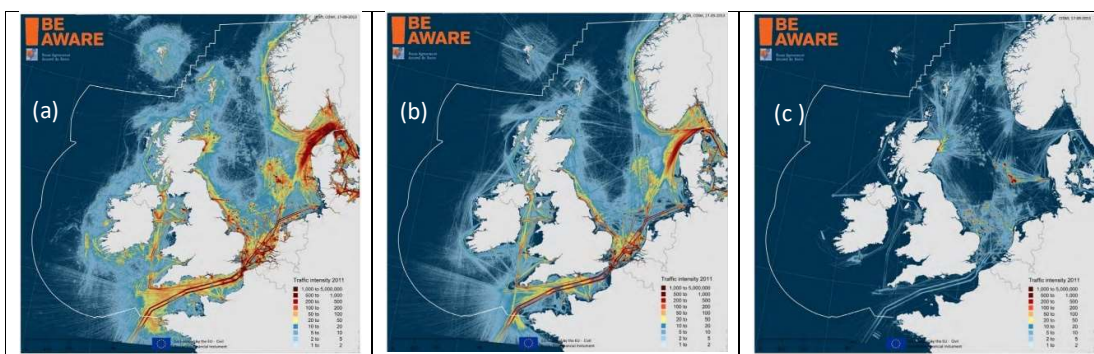
Op de 1069 ongevallen op zee die tussen 2002 en 2011 werden gerapporteerd in de zone van het akkoord van Bonn waren er 29 (2.7%) waarbij het tot één of meer lozingen van verontreinigende stoffen (olie of chemisch product) kwam. Van die 29 ongevallen waren er 10 te wijten aan aanvaringen tussen vaartuigen, 8 aan schipbreuk, 4 aan strandingen, 2 aan branden en 1 aan beschadigingen aan de romp. Van de 4 overblijvende ongevallen die verontreiniging veroorzaakten werd de oorzaak niet gerapporteerd (Y. Koldenhof, 2014b).

Voor die 29 ongevallen die acute zeeverontreiniging veroorzaakten samen werden 89 lozingen van



verontreinigende stoffen gerapporteerd. 61 daarvan hadden betrekking op volumes van minder dan 15 m<sup>3</sup>, 18 op volumes tussen 15 en 300m<sup>3</sup>, 3 op volumes tussen 300 en 5.000 m<sup>3</sup> en 6 op volumes tussen 5.000 en 15.000 m<sup>3</sup>. Geen enkele lozing van meer dan 15.000 m<sup>3</sup> werd tussen 2002 en 2011 gerapporteerd voor de zone van het akkoord van Bonn. Twee van de zes lozingen van meer dan 5000m<sup>3</sup> hadden betrekking op schadelijke of potentieel gevaarlijke chemische stoffen (Y. Koldenhof, 2014b).

- 2) Figuur 2.51 geeft de intensiteit van het scheepvaartverkeer in 2011 weer, zoals berekend op grond van meer dan 858 miljoen AIS-rapporten, geleverd door de Deense maritieme overheid (Utko en Madsen, 2014). De helft van het scheepvaartverkeer (500.000 AIS-rapporten per dag) vindt plaats in de zuidelijke Noordzee. Het verkeer is er duidelijk gestructureerd, enerzijds door de verkeersscheidingsstelsels tussen de voornaamste havens in de zone (Rotterdam, Antwerpen, Hamburg, Amsterdam, Zeebrugge,...) en anderzijds het scheepvaartverkeer tussen het continent en het Verenigd Koninkrijk.

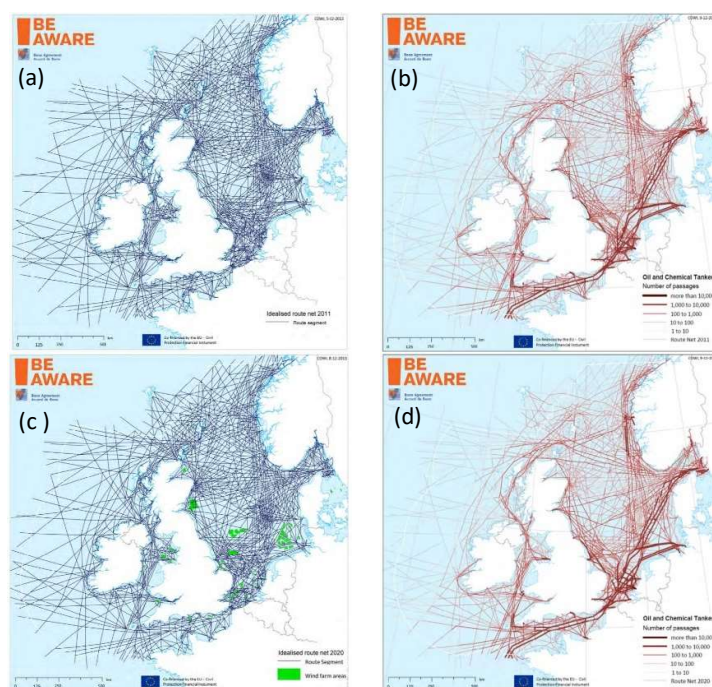


Figuur 2.51. Kaarten met de intensiteit van het scheepvaartverkeer voor 2011, overgebracht op een rooster met een resolutie van 500 m en berekend voor: (a) het geheel van de AIS-gegevens (b) schepen die goederen vervoeren (tonnenmaat > 300 ton) (c) het verkeer dat verband houdt met offshore activiteiten. De afwijking die langsheen de Deense kusten waar te nemen valt, is te verklaren door een tijdelijk grotere resolutie van de AIS-gegevens.

- 3) Aan de hand van de analyse van het scheepvaartverkeer kan men het netwerk van scheepvaartroutes in een model gieten (Figuur 2.52-a) en daarin de verschillende AIS-gegevens projecteren naargelang de scheepsklassen (Utko en Madsen, 2014). Dankzij deze stap kon het geheel van de trajecten van de verschillende vaartuigen gereconstrueerd worden. De intensiteit van het verkeer wordt hier gedefinieerd als het aantal doortochten van vaartuigen per routesegment en per jaar (Figuur 2.52-b). Dankzij deze definitie vallen de verschillende afwijkingen en fouten in de oorspronkelijke AIS-gegevens te corrigeren. Een ander voordeel van deze oefening is dat men aan de hand ervan op grond van hypothesen en realistische scenario's kan anticiperen op de evolutie van het scheepvaartverkeer. Zo was het niet moeilijk het netwerk van 2011 te wijzigen om daarin de vele offshore windmolenparken in te brengen die tussen nu en 2020 in de Noordzee zullen worden gebouwd of om het nieuwe verkeersscheidingsstelsel toe te voegen dat voor de kust van Noorwegen is gepland (Figuur 2.52-c). Elke dergelijke invoeging wijzigt plaatselijk het netwerk van scheepvaartroutes en maakt dus dat de routes die de schepen op het netwerk van 2011 gebruiken, verlegd worden naar de routes van het nieuwe

netwerk. Deze stap werd gerealiseerd door de kortste weg te vinden op het gewijzigde deel van het nieuwe netwerk. Ten slotte werd het aantal doortochten van schepen per route en per scheepstype bijgesteld voor het netwerk van 2020 (Figuur 2.52-d) op grond van de verwachte evolutie van het scheepvaartverkeer (Tabel 2.29).

- 4) Figuur 2.53 geeft de resultaten weer van de risicoanalyse met betrekking tot ongevallen op zee, verricht in het raam van BE-AWARE (Madsen et al., 2014a). Hoewel het Vlaams Gewest talrijke preventiemaatregelen heeft doorgevoerd (Schallier en Van Roy, 2014), blijft het gevaar voor aanvaringen voor de kust van Zeebrugge en in het Scheur<sup>7</sup> het grootst binnen de Noordzee als geheel. Het aantal aanvaringen wordt er geraamd op één ongeval om de drie jaar (Figuur 2.53-a). Ook het strandingsrisico is er groot, het wordt geschat op één ongeval om de twee jaar. Deze risico's evolueren niet tussen nu en 2020. Maar de bouw van de offshore windmolenparken in de Belgische wateren creëert een nieuw aanvaringsrisico dat wordt geraamd op één ongeval om de tien jaar (Figuur 2.53-b).

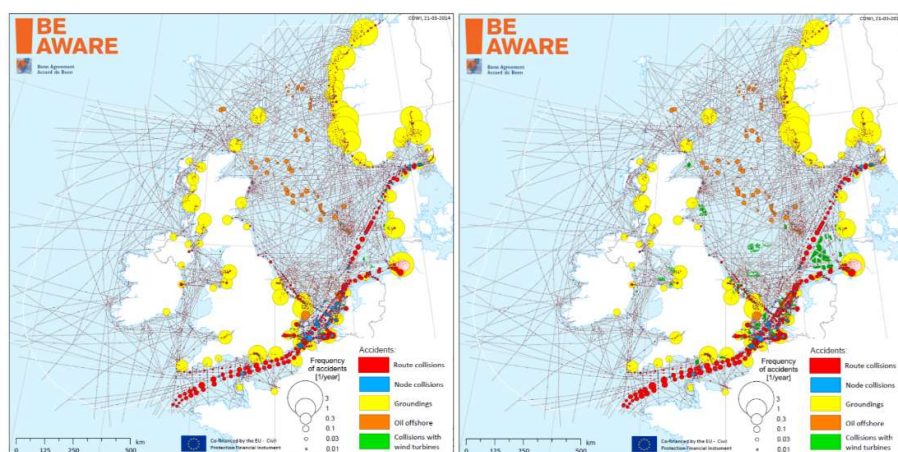


*Figuur 2.52. Het netwerk van zeevaartroutes voor het jaar 2011 (a) en de vermoedelijke evolutie ervan in 2020 (c). Dit netwerk deed dienst als drager voor een fijne analyse van het scheepvaartverkeer, bijvoorbeeld door het weergeven van de verwachte evolutie van het verkeer van olie- en chemicaliëntankers tussen 2011 (b) en 2020 (d).*

<sup>7</sup> Het Scheur is de vaargeul voor de kust van Zeebrugge, die toegang geeft tot het estuarium van de Westerschelde.

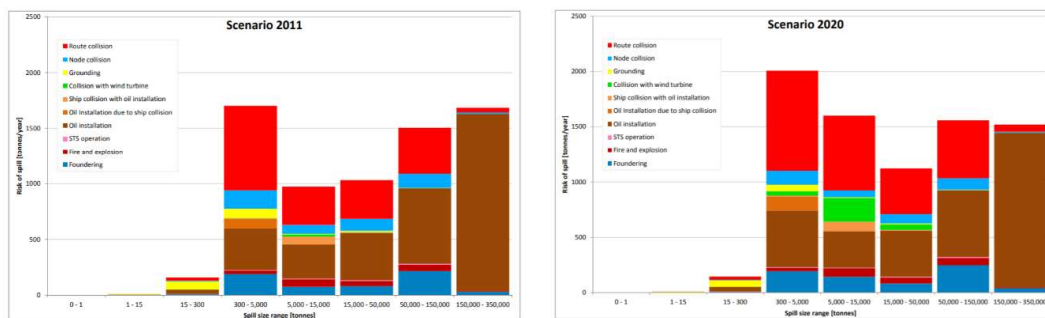
Tabel 2.29. Jaarlijkse evolutie van de kenmerken van het scheepvaartverkeer op grond van het scenario waarvan voor BE-AWARE werd uitgegaan voor de periode 2011-2020.

Scheepstype	Jaarlijkse toename bruto tonnenmaat 2011-2020	Jaarlijkse toename aantal reizen 2011-2020
Bulkschepen	+1.7%	+0.9%
Ertstankers	-3.4%	-4.0%
Olietankers	+1.2%	+0.4%
Gastankers	+2.3%	+1.2%
Chemicaliëntankers	+4.9%	+1.3%
Bulkschepen met levensmiddelen	+5.3%	+0.8%
Autoschepen	+2.3%	-0.4%
Containerschepen	+5.2%	+1.2%
Koelschepen	+0.7%	-0.4%
Roro	+3.0%	+0%
Andere droge lading	-0.3%	+0.4%



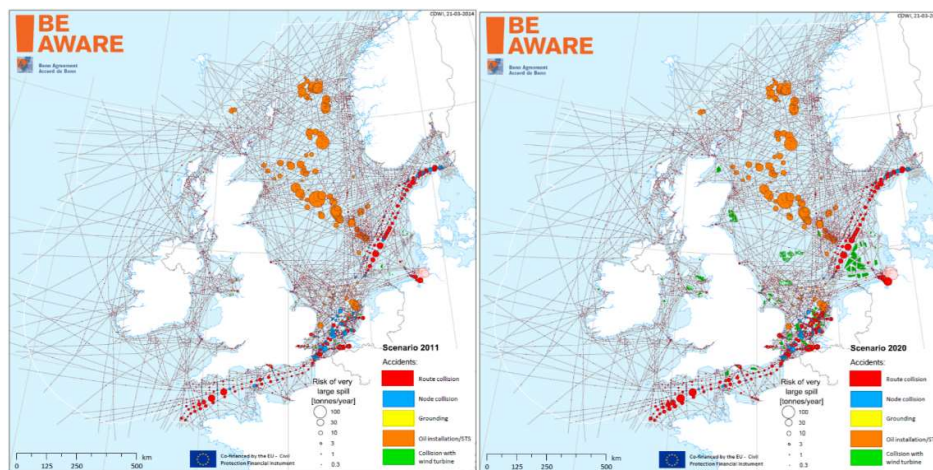
Figuur 2.53. Frequentie van het risico van ongevallen op zee in de Noordzee in 2011 (a) en 2020 (b).

- 5) Figuur 2.54 en Figuur 2.55 geven de resultaten weer van de risicoanalyse van olielozingen bij ongevallen op zee (Madsen et al., 2014a). De lozingsrisico's werden geschat voor het geheel van de zone van het akkoord van Bonn, voor acht klassen wat de omvang van de lozing betreft (Figuur 2.56). De voornaamste evolutie tussen 2011 en 2020 is het volume van de lozingen die verband houden met het risico van aanvaringen met offshore windmolens. Dat risico is het grootst voor middelgrote lozingen tussen 5.000 en 15.000 ton. De tweede evolutie heeft betrekking op de toename van de geloosde volumes na een aanvaring. Deze toename slaat op alle lozingsklassen samen en is te verklaren door de verwachte toename van de dichtheid van het scheepvaartverkeer en door de steeds grotere bruto tonnenmaat van de vaartuigen.



Figuur 2.54. Spreiding van het olievolume dat jaarlijks in de oordzee wordt geloosd voor acht klassen qua lozingsomvang en naargelang het ongevalstype.

Figuur 2.55 geeft voor lozingen van meer dan 5.000 ton de geografische spreiding weer van de risico's van jaarlijkse geloosde olievolumes. Deze berekening wordt genormaliseerd op basis van de terugkeertijd van de lozing, zodat een lozing van 50.000 ton met een terugkeertijd van 500 jaar in deze grafiek een bijdrage van 100 ton per jaar zal hebben. Gelijkaardige oefeningen gebeurden voor kleinere lozingen. Op Figuur 2.55 is het Scheur duidelijk te herkennen als een van de voornaamste risicozones voor lozingen van meer dan 5.000 ton in de gehele zone van het akkoord van Bonn.

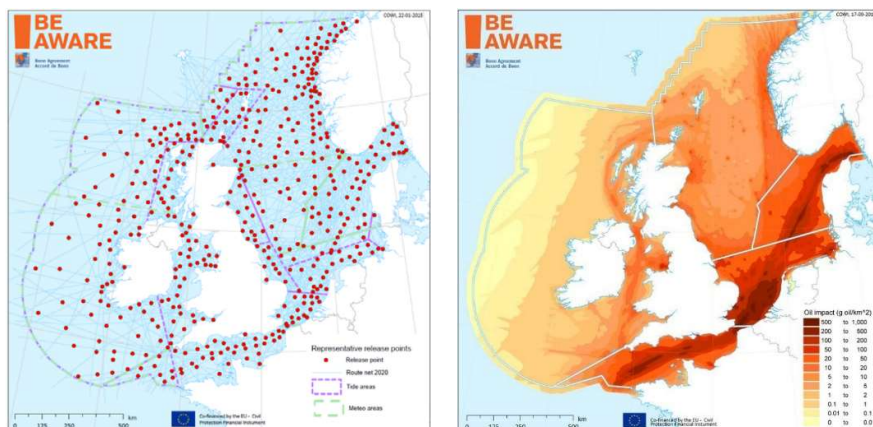


Figuur 2.55. Risico van jaarlijkse olie-lozing (in ton per jaar) gekoppeld aan het geheel van de lozingen van meer dan 5.000 ton.

- 6) Figuur 2.56b geeft de spreiding van de impact van acute zeeverontreiniging weer (Madsen & Jurgensen, 2015). Deze spreiding werd verkregen met behulp van een vereenvoudigd mathematisch model dat de afdrijving, de fysicochemische evolutie en het effect van de middelen ter bestrijding van zeeverontreiniging berekent en werd toegepast op 32 lozingsscenario's op ieder punt van het netwerk in Figuur 2.56. De resultaten van al die simulaties werden opgeteld om een impactkaart voor acute



zeeverontreiniging te bekomen, uitgedrukt in grammen olie per km<sup>2</sup> (Figuur 2.56b). De impact van het risico van olielozingen is het grootst in de zuidelijke Noordzee en in het BDNZ, met een geschatte druk van meer dan 200 gram olie per km<sup>2</sup>.



Figuur 2.56. De impact van de zeeverontreiniging (rechts) werd berekend door optelling van de resultaten van simulaties die gebeurden op het netwerk van lozingspunten (links weergegeven). Meer kaartmateriaal op <https://www.bonnagreement.org/maps/be-aware-i-final-data-and-maps>.

- 7) Figuur 2.57 vat de resultaten samen van de ecologische en sociaal-economische kwetsbaarheidsanalyse die werd verricht in het raam van BE-AWARE (Schallier et al., 2014; Povlsen en Hjorth, 2015). Algemeen gesproken zijn de kustzones het kwetsbaarst. De kaarten zijn raadpleegbaar op de website van het akkoord van Bonn (8 kaarten, <https://www.bonnagreement.org/maps/be-aware-vulnerability-maps>). Alle kaarten met betrekking tot ecologische en sociaal-economische kwetsbaarheid bij zeeverontreiniging door schadelijke of potentieel gevaarlijke chemische stoffen kunnen geraadpleegd worden op de website van het project HNS-MS (74 kaarten, waarvan 35 voor het BDNZ, [https://www.hns-ms.eu/tools/vulnerability\\_maps](https://www.hns-ms.eu/tools/vulnerability_maps); Legrand et al., 2017).



#### 2.6.11.6. Conclusies

De voornaamste besluiten van de risicoanalyse "BE-AWARE – Bonn Agreement: Area-Wide Assessment of Risk Evaluation" die tussen 2012 en 2015 werd verricht door de partijen die het akkoord van Bonn sloten, zijn:

- het BDNZ vertoont een uiterst hoog risico met betrekking tot zeeverontreiniging. Deze risico's houden hoofdzakelijk verband met het aanvaringsgevaar op het kruispunt tussen de verkeersscheidingsstelsels "Noordhinder" en "Westhinder" en met het risico van aanvaringen of strandingen in het "Scheur", de zeer smalle vaargeul voor de kust van Zeebrugge die toegang geeft tot het estuarium van de Westerschelde. Afhankelijk van de zone dat men beschouwt, wordt de frequentie van ongevallen op zee geraamd tussen 1 en 5 ongevallen per decennium.
- Het risico van zeeverontreiniging werd overheerst door het risico van olielozing bij aanvaringen tussen twee vaartuigen. Het daarbij geloosde volume hangt af van de scheepscategorieën die bij de aanvaring betrokken zijn. In het extreme geval van een aanvaring waarbij een olietanker betrokken is, zou het geloosde volume 10.000 tot 15.000 m<sup>3</sup> kunnen bereiken.
- De bouw van talrijke windmolenparken in de zuidelijke Noordzee zal het risico van ongevallen op zee tussen 2011 en 2020 met bijna 8,5% doen toenemen. Die stijging is enerzijds te verklaren door de toename van risico van een aanvaring tussen een vaartuig en een van de vele windmolenmasten en anderzijds door de toename van de densiteit van het scheepvaartverkeer op de routes in de nabijheid van de parken; rondom de offshore windmolenparken wordt doorgaans een zone ingesteld waar niet mag worden gevaren. Ook de lozingsrisico's nemen aanzienlijk toe en dan gaat het voornamelijk om lozingen van middelgrote omvang (tussen 5.000 en 15.000 ton). Niettemin zal in het Belgisch deel van de Noordzee de terugkeertijd van een ongeval op zee in een offshore windmolenpark tussen nu en 2020 toenemen tot één ongeval per decennium.

#### 2.6.11.7. Kwaliteitsaspect

De methodologie die BE-AWARE ontwikkelde is gebaseerd op een strikte benadering die het risico van ongevallen op zee stap na stap koppelt aan de risico's van ecologische en sociaal-economische schade die wordt veroorzaakt door de acute zeeverontreiniging als gevolg van die ongevallen. Het voornaamste voordeel van de gehanteerde benadering is dat ze toelaat de effecten van preventiemaatregelen en bestrijdingsmiddelen op het verontreinigingsrisico te kwantificeren. Niettemin moesten net als bij iedere complexe benadering bepaalde keuzes, scenario's en vereenvoudigingen doorgevoerd worden. Deze keuzes zullen in de toekomst waarschijnlijk herbekeken worden wanneer de studie geüpdatet wordt.

Wegens gebrek aan voldoende nauwkeurige gegevens over het marien transport van chemicaliën konden de auteurs van BE-AWARE geen kwantitatieve risicoanalyse verrichten voor chemische verontreiniging.

#### 2.6.11.8. Gegevens en analyses

Alle rapporten van de risicoanalyse BE-AWARE zijn beschikbaar op de website van het secretariaat van het akkoord van Bonn: <https://www.bonnagreement.org/projects/i/final-report> en <https://www.bonnagreement.org/projects/ii/final-report>.

#### 2.6.11.9. Referenties

- Y. Koldenhof (2014a) Technical sub-report 2: Oil cargo model, BE-AWARE I report, 23 pp.
- Y. Koldenhof (2014b) Technical sub-report 4: Historical Accidents and spills, BE-AWARE I report, 27 pp.
- s. Legrand (2015a) A modelling study of the drift and fate of large oil spills in seven sub-regions of the North Sea and the English Channel, BE-AWARE II report, 37 pp.
- S Legrand (2015b) An independent study to assess and validate the shape and size of the Potentially Impacted Areas used in BEAWARE II – Qualitative results, 13 pp.
- Legrand S., F. Poncet, L. Aprin, V. Parthenay, E. Donnay, G. Carvalho, S. Chataing-Pariaud, G. Dusserre, V. Gouriou, S. Le Floch, P. Le Guerroue, Y.-H. Hellouvy, F. Heymes, F. Ovidio, S. Orsi, J. Ozer, K. Parmentier, R. Poisvert, E. Poupon, R. Ramel, R. Schallier, P. Slangen, A. Thomas, V. Tsigourakos, M. Van Cappellen and N. Youdjou (2017) “Mapping Environmental and Socio-Economic Vulnerability to HNS Maritime Pollution”, HNS-MS final report, part III, 122 pp.
- A. Madsen, M. Utiko & C Jurgensen (2014a) Technical sub-report 8: Maritime Oil spill risk analysis, BE-AWARE I report, 44 pp.
- A. Madsen, M. Utiko and C Jurgensen (2014b) Technical sub-report 5: Existing and decided risk-reducing measures, BE-AWARE I report, 20 pp.
- A. Madsen and C. Jurgensen (2015) Technical sub-report 3: Impact assessment, BE-AWARE II report, 48 pp.
- M. Hjorth et al. (2015) Technical sub-report 1 : Methodology , BE-AWARE II report, 82 pp.
- M Hjorth, C. Jurgensen and A. Madsen (2015) Technical sub-report 4 : Risk management conclusions , BE-AWARE II report, 26 pp.
- E. Povlsen and M Hjorth (2015) Technical sub-report 2: Environmental and socioeconomic vulnerability. BE AWARE II report, 139 pp.
- R. Schallier, W. Van Roy and M. Van Cappellen (2014) Technical sub-report 6: Development of an Environmental and socioeconomic Sensitivity Methodology. BE-AWARE I report, 28 pp.
- R. Schallier and W. Van Roy (2014) Oil Pollution In and Around the Waters of Belgium, In: A. Carpenter (ed.), Oil Pollution in the North Sea, Hdb Env Chem, DOI 10.1007/698\_2014\_330
- M. Utiko and A. Madsen (2014) Technical sub-report 1: Ship Traffic, BE-AWARE I report, 28 pp.
- C. Van der Tak, Y. Koldenhof and J. Van Doorn (2014) Technical sub-report 7: Offshore installations Oil Spill Risk Analysis, 48 pp.



## 2.6.12. Radionucliden

Koen Parmentier

Radioactiviteit gemeten in het marien milieu is voornamelijk van natuurlijke oorsprong. De activiteit van nucliden afkomstig van kerncentrales (H-3, Cs-137, Pu en Am isotopen) daalt of blijft stabiel, uitgezonderd voor H-3.

### 2.6.12.1. Inleiding

De OSPAR strategie betreffende radioactief materiaal voorziet in een totaal verbod op dumping op zee, en een reductie van alle input (lozing, emissie en ongevallen) in het marien milieu, met de bedoeling om stralingsniveaus te reduceren tot dichtbij natuurlijke achtergrond voor stoffen die ook van nature in het milieu voorkomen, en dichtbij nul voor radionucliden die enkel een kunstmatige oorsprong hebben. Volgende zaken moeten zeker worden beschouwd: legitiem gebruik van de zee, technische haalbaarheid en impact op mens en biota.

### 2.6.12.2. Achtergrond

Radioactieve stoffen zijn een deel van het dagelijks bestaan, met als voornaamste toepassing elektriciteitsproductie, en medische applicaties zowel op therapeutisch als diagnostisch vlak. We worden ook van nature blootgesteld aan radioactieve stoffen uit grond, water, lucht en voedsel, en ook aan kosmische straling. Voor de meeste mensen is deze vorm van blootstelling veruit de belangrijkste in hun hele leven. Bijkomend worden mensen gedurende hun leven blootgesteld aan lozingen van radioactief materiaal, deze zijn zeer streng gereguleerd maar onvermijdelijk.

De nucleaire sector is veruit de belangrijkste voor de productie en lozing van radionucliden. OSPAR hecht er belang aan dat de baten ruimschoots opwegen tegen de risico's voor de gezondheid, dat blootstelling en dosis zo laag als redelijkerwijze mogelijk zijn en individuen nooit aan een gevaarlijke dosis worden blootgesteld. De niet-nucleaire sector omvat olie- en gasproductie, medische sector, universiteiten en onderzoekscentra, fosfaatindustrie, titaandioxide pigmentproductie, primaire staalproductie, productie van zeldzame aardmineralen en radionucliden-productie.

Onder radionucliden worden isotopen (zowel natuurlijke als kunstmatige) van de elementen verstaan die een spontaan verval vertonen. Al deze componenten worden gekenmerkt door een specifieke halfwaardetijd, de tijd waarin de helft via radioactief verval omgezet wordt (al dan niet in een nieuw element). Deze halfwaardetijd kan zeer sterk variëren, van milliseconden tot miljarden jaren, het reactieproduct kan zelf radioactief of stabiel zijn. Deze bespreking omvat de elementen waargenomen in het marien milieu. Het heeft geen zin de zeer kortlevende te bespreken, zij kunnen een lokaal (soms zeer groot) risico vormen, maar vormen nooit een risico voor het milieu op zich.

### 2.6.12.3. Geografische zone

BDNZ. Staalname op monitoringsstations voor chemische monitoring (zie Figuur 2.32).

#### 2.6.12.4. Methodologie

We onderscheiden drie soorten radioactiviteit: alfa-, bèta- en gamma-emitters. Bij alfa-emissie stoot de instabiele kern een deeltje uit met een karakteristieke energie (meestal tussen 0,5 en 10 MeV). De dracht van het alfadeeltje is kort (wordt gestopt door metaalfolie, millimeters water of centimeters lucht), het risico is vooral groot als het verval optreedt in het lichaam door ingestie of inademing. Bij bèta-emissie stoot de instabiele kern een elektron uit. De totale energie is karakteristiek maar statistisch gespreid tussen 0 en maximumenergie (die meestal tussen 0,1 en 2 MeV ligt). De dracht is centimeters tot decimeters in lucht. Gamma-emissie is de uitstoot van licht van zeer hoge frequentie en dus ultrakorte golflengte, met een karakteristieke energie. De dracht is veel hoger omdat er geen fysische deeltjes bij betrokken zijn. Om gammastraling te stoppen is centimeters lood, decimeters beton of meters water nodig. In België worden, afhankelijk van de matrix (water, sediment of biota), verschillende nucliden bepaald (zie Tabel 2.30).

*Tabel 2.30. (Groepen van) Radionucliden die bepaald worden per matrix in het Belgisch monitoringplan voor de Noordzee en hun staalvoorbereiding.*

Determinant	Water	Sediment	Biota
Gamma-emitters: Be-7, Co-57, Co-58, Co-60, Mn-54, K-40, Ag-110m, Zn-65, I-131, Ra-226, Ra-228, Th-228	Aanzuren en filtreren (ev. precon.)	(Vries)drogen, malen, zeven	(Vries)drogen, malen, zeven
Totaal alfa & bèta	Aanzuren, filtreren en indampen op telblad	/	/
Pu via alfa specifieke radioactiviteitsmeting	Aanzuren, filtreren, radiochemische scheiding en depositie op telblad	(Vries)drogen, malen, zeven, verassen, microgolfoven digestie, radio-chemische scheiding en depositie op telblad	(Vries)drogen, malen, zeven, verassen, microgolfoven digestie, radio-chemische scheiding en depositie op telblad
Sr-90	/	/	(Vries)drogen, malen, zeven, verassen, microgolfoven digestie, radio-chemische scheiding en depositie
Tc-99 & H-3 (Tritium)	/	/	(Vries)drogen, malen, zeven, verassen, microgolfoven digestie

De voorbehandeling is afhankelijk van de matrix en de te bepalen nucliden (of groepen van nucliden). De bepaling is afhankelijk van de determinant:

- Gamma spectrometrie laat zowel identificatie als kwantificatie van gamma-emitterende radionucliden toe in één enkel spectrum. Door de sterke penetratie van deze straling kunnen metingen worden uitgevoerd zonder ingewikkelde voorbereidingstechniek.
- Totaalmetingen van alfa en bèta partikels is een relatief simpele screening techniek die het aantal partikels meet die door een bron worden uitgezonden zonder identificatie. Daarom zijn dunne

stalen vereist, doorgaans door evaporatie van een oplossing. Vaste stoffen worden eerst opgelost of uitgeloozd in zuren.

- Alfa spectrometrie laat zowel identificatie als kwantificatie van alfa-emitterende radionucliden toe, maar laat geen simultane bepaling van een grote hoeveelheid alfastralers. Gewoonlijk worden deelstalen behandeld in chemische scheidingstechnieken om groepen elementen te isoleren. Opeenvolgende scheidingen kunnen nodig zijn om bepaalde groepen radionucliden te isoleren. Finaal wordt de activiteit gemeten met een halfgeleider detector (PIPS-detector). Voor de toepassing van de techniek op vaste stalen moeten deze eerst worden opgelost, b.v. door microgolfoven digestie.
- Vloeibare-scintillatietelling (LSC) is de standaard laboratoriummethode om de radioactiviteit van laag-energetische, bèta- en alfa-emitterende isotopen (Tc-99, H-3) te kwantificeren.

#### 2.6.12.5. Resultaten en trends

Belangrijk is dat het grootste deel van de radioactiviteit waaraan we worden blootgesteld, van natuurlijke oorsprong is. K-40 is de belangrijkste bron, voor ruim 90% door bètaverval. De typische waarden bedragen 8-15 Bq/L voor zeewater, 100-500 Bq/kg voor marien sediment, en variëren per type biota, resp. in vis 50-150, garnaal en mosselen 40-60, en in algen 150-250 Bq/kg. Deze waarden representeren meer dan 90% van de totale bèta-activiteit.

In water worden slechts per uitzondering andere componenten gemeten, zoals Cs-137 afkomstig van kerncentrales. In sediment worden naast K-40 ook Ra-226, Ra-228 en Th-232 gemeten, grotendeels van natuurlijke oorsprong. Uitzonderlijk worden sporen Cs-137, Pu-239 en Am-241 gemeten, afkomstig van kerncentrales en op te volgen. Alles samen bedraagt dat nooit meer dan 15% van het totaal.

In biota (vis) worden naast K-40 vnl. H-3 en Tc-99 gemeten, de activiteit van H-3 is 5-10% van die van K-40 en heeft de opwerkingsfabrieken in Le Havre en Sellafield als voornaamste bronnen. De waarden vertonen in de periode 2011-2016 een stijgende tendens. In mosselen wordt weinig andere dan K-40-activiteit gemeten.

#### 2.6.12.6. Conclusies

Het grootste deel van de radioactiviteit gemeten in de diverse compartimenten van het marien milieu is van natuurlijke oorsprong. Soms worden nucliden gemeten die duidelijk gevormd zijn in kerncentrales (H-3, Cs-137, Pu en Am isotopen). Deze worden opgevolgd, maar de algemene tendens is dat de activiteit dalend is of stabiel blijft, nergens worden stijgende patronen waargenomen. De activiteit van H-3 is daarop een uitzondering en wordt verder opgevolgd. Door de vrij korte halfwaardetijd (12,5 jaar) en de verdunning in zeewater zijn er geen problemen te verwachten.

#### 2.6.12.7. Data

Data zijn afkomstig van het Federaal Agentschap voor Nucleaire Controle (FANC) en ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

## 2.7. Verontreinigingen in door de mens geconsumeerde vissoorten (D9)

Karien De Cauwer en Valérie Vromman

Alle vis-, week- en schaaldierstalen uit de Belgische vismijnen die afkomstig zijn uit de zuidelijke Noordzee en het Kanaal blijken, na analyse, geschikt voor menselijke consumptie. De geanalyseerde stoffen zijn metalen (cadmium, kwik en lood), dioxinen en dioxine-achtige PCB's, PCB's, PAK's, Cesium 134 en Cesium 137. Deze resultaten zijn conform de resultaten voorafgaand aan de periode 2011-2016.

### 2.7.1. Inleiding

Voor de bescherming van de volksgezondheid is het van essentieel belang dat verontreinigingen in levensmiddelen beperkt worden tot gehalten die toxicologisch aanvaardbaar zijn. Het Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen (FAVV) voert controles uit op de veiligheid doorheen de hele voedselketen in België. Hieronder vallen ook de controles uitgevoerd op vis en andere visserijproducten aangevoerd in de Belgische vismijnen.

De gemeten concentraties aan verontreinigende stoffen in vis en visserijproducten worden vergeleken met de wettelijk vastgestelde maximumgehalten volgens verordening (EG) Nr. 1881/2006 van de Commissie (laatste wijziging volgens verordening (EU) 2017/1237 van 7/7/2017). Enkel de normen voor niet verwerkte vis en schaaldieren worden gebruikt in het kader van de evaluatie van het mariene milieu (Tabel 2.31).

Tabel 2.31. Maximumgehalten aan verontreinigingen in niet-verwerkte vis en visserijproducten (Bron: Verordening (EG) Nr. 1881/2006).

Contaminant	Soort	Maximum gehalte	Eenheid
Metalen			
Lood	vis	0,30	mg/kg vers gewicht
	schaaldieren	0,50	mg/kg vers gewicht
	tweekleppige weekdieren	1,50	mg/kg vers gewicht
	koppotigen	0,30	mg/kg vers gewicht
Cadmium	vis*	0,050	mg/kg vers gewicht
	schaaldieren	0,50	mg/kg vers gewicht
	tweekleppige weekdieren	1,0	mg/kg vers gewicht
	koppotigen	1,0	mg/kg vers gewicht
Kwik	visserij en vis, schaaldieren	0,50	mg/kg vers gewicht
	zeeduivel, zeewolf, rog, haai, heilbot, schartong	1,0	mg/kg vers gewicht
Dioxinen en PCB's			
Dioxinen (pcdd&pcdf) <sup>1</sup>	vis- en visserijproducten	3,5	pg TEQ/g vers gewicht
Dioxinen & DL –PCB's <sup>2</sup>	vis- en visserijproducten	6,5	pg TEQ/g vers gewicht
PCB's <sup>3</sup>	vis- en visserijproducten	75	ng/g vers gewicht

Contaminant	Soort	Maximum gehalte	Eenheid
Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)			
benzo(a)pyreen	tweekleppige weekdieren	5,0	µg/kg
PAK <sup>4</sup>	tweekleppige weekdieren	30,0	µg/kg

\* met uitzondering van o.a. makreel

<sup>1</sup>som van 17 polychloordibenzo-para-dioxinen (pcdd's) en polychloordibenzofuranen (pcdf's)

<sup>2</sup>som van 17 dioxinen en 12 dioxineachtige pcb's

<sup>3</sup>som van PCB 28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 en PCB180

<sup>4</sup>som van benzo(a)pyreen, benz(a)antraceen, benzo(b)fluorantheen en chryseen

Voor radioactiviteit legt Verordening (EG) Nr. 773/2008 een maximale waarde vast van 600 Bq/kg voor Cesium 134 en Cesium137.

### 2.7.2. Achtergrond

Levensmiddelen mogen niet in de handel gebracht worden als het wettelijk vastgelegde maximumgehalte aan een verontreinigende stof overschreden wordt. Verordening (EG) Nr. 1881/2006 heeft in bijlage een lijst van levensmiddelen, waaronder ook de eetbare delen van vissen, schaaldieren, koppotigen en weekdieren. Afhankelijk van de soort, zijn maximale gehalten bepaald voor enkele stoffen zoals zware metalen, PCB's, dioxinen en PAK's.

Zware metalen zijn toxische stoffen die van nature aanwezig zijn of afkomstig van industriële activiteiten. Blootstelling aan te grote hoeveelheden van deze stoffen kan o.a. leiden tot nierstoornissen (cadmium, kwik), verstoring van het zenuwstelsel (lood, kwik) en hersenontwikkeling bij zuigelingen (kwik). Cadmium via levensmiddelen blijkt de belangrijkste menselijke innamebron te zijn. Methylkwik is de chemische vorm die de meeste zorgen baart en meer dan 90% van het totale kwikgehalte in vis en zeevruchten kan uitmaken. Hoge concentraties kunnen worden vastgesteld in vissen, hoofdzakelijk de roofsoorten.

PCB's en dioxinen zijn stoffen die een kankerverwekkend effect kunnen hebben. Ze zijn zeer stabiel. Door hun lipofiel karakter, hopen ze zich op in het vet van dieren. Dioxinen zijn een ongewild bijproduct van thermische en industriële processen zoals bv. metaalproductie en –verwerking, afvalverbranding en haarden. PCB's werden gebruikt in verschillende industriële toepassingen maar dit is sinds de jaren '80 verboden.

Een aantal polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) zijn genotoxische carcinogenen. PAK's, gevormd bij onvolledige verbranding van organische producten, kunnen in levensmiddelen terechtkomen tijdens het roken, verhitten of drogen als verbrandingsproducten er rechtstreeks mee in aanraking komen. Door verontreiniging van de zee kunnen ook vis en visserijproducten PAK's bevatten.

### 2.7.3. Geografisch gebied

De stalen zijn afkomstig van de ICES deelgebieden: zuidelijke Noordzee (27.4c), Oostelijk Kanaal (27.7d) en Westelijk Kanaal (27.7e), allen gelegen binnen de FAO visserijzone 27, Noord-Oost Atlantisch gebied.

### 2.7.4. Methodologie

Het controleprogramma is gebaseerd op een wetenschappelijk verantwoorde evaluatie van de risico's die vertaald wordt in concrete inspectie- en jaarlijks geactualiseerde bemonsteringsplannen. De risico-analyse houdt rekening met de identificatie van de risico's en het niveau van schadelijk effect, de groep van producten die hierdoor mogelijk verontreinigd wordt en het belang van deze populatie en bijdrage hiervan tot de gehele voedselketenverontreiniging (Maudoux et al., 2006).

Staalnames werden uitgevoerd in drie Belgische vismijnen (Nieuwpoort, Oostende, Zeebrugge). Het spierweefsel van verse, niet-verwerkte stalen werd geanalyseerd op de aanwezigheid van schadelijke stoffen<sup>8</sup>. Dioxinen, zoals hier bedoeld, omvatten een groep van 75 polychloordibenzo-p-dioxinecongeneren (pcdd's) en 135 polychloordibenzofuraancongeneren (pcdf's), waarvan er 17 uit toxicologisch oogpunt van belang zijn en geanalyseerd worden. Polychloorbifenylen (PCB's) zijn een groep van 209 verschillende congenere die volgens hun toxicologische eigenschappen in twee groepen kunnen worden verdeeld: twaalf congenere bezitten soortgelijke toxicologische eigenschappen als dioxinen en worden daarom dioxineachtige pcb's genoemd. De toxiciteit van dioxinen of dioxineachtige PCB's wordt uitgedrukt in één kwantificeerbare eenheid, het toxische equivalent (TEQ) van de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) (van den Berg et al., 2006). De andere PCB's hebben een ander toxicologisch profiel, zes congenere (28,52,101, 138, 153 en 180) worden geanalyseerd. Voor dioxinen en dioxineachtige PCB's wordt een screening analyse (type CALUX) gebruikt. Afhankelijk van het resultaat van deze eerste screening, wordt een volledige analyse uitgevoerd om het eindresultaat in TEQ voor het staal te bepalen. Hierdoor zijn niet voor alle stalen kwantitatieve gegevens, uitgedrukt in TEQ, beschikbaar voor deze groep stoffen.

De som van benzo(a)pyreen, benz(a)antraceen, benzo(b)fluorantheen en chryseen kan gebruikt worden als merkstof voor het voorkomen van de meeste toxische PAK's in levensmiddelen (EFSA, 2008). Momenteel is enkel een maximumgehalte voor de som van 4 PAK's en benzo(a)pyreen in verse weekdieren beschikbaar. De andere maximumgehalten zijn van toepassing op gerookte vis en visserijproducten.

De analyseresultaten werden geaggregeerd per soort en per pollutant met aanduiding van de minimale en maximale aangetroffen waarden over de periode 2011-2016. Enkel de stalen uit de Zuidelijke Noordzee en het Kanaal werden weerhouden.

<sup>8</sup> <http://www.favv-afsc.fgov.be/laboratoria/methoden/favv/>

## 2.7.5. Resultaten en trend

Tabel 2.32 geeft een overzicht van de analyseresultaten van het controleplan voor chemische contaminanten in vis en visserijproducten uit de Noordzee en het Kanaal voor de periode 2011-2016. Het aantal stalen dat afkomstig is uit de Noordzee en het Kanaal bedraagt minder dan 10% van alle stalen genomen in de drie Belgische vismijnen. De analyseresultaten van stoffen waarvoor een maximumgehalte werd vastgesteld worden getoond.

*Tabel 2.32. Analyseresultaten chemische contaminanten in vis en vissrijproducten uit de Zuidelijke Noordzee en het Kanaal voor de periode 2011-2016.*

Soort	Contaminant	Waarde (min-max)	Eenheid	Aantal stalen
beervisachtigen	Cadmium (Cd)	<0,01	mg/kg	3
	Kwik (Hg)	0,1-0,36	mg/kg	4
	PCB	1,2-4,9	ng/g	4
	dioxinen	conform		4
	Lood (Pb)	<0,02	mg/kg	3
	dioxinen + DL PCB's	conform		4
beervisachtigen, schol	Cadmium (Cd)	<0,01	mg/kg	5
	Kwik (Hg)	0,061-0,21	mg/kg	5
	PCB	0,21-4,11	ng/g	9
	dioxinen	conform		9
	Lood (Pb)	<0,02	mg/kg	5
	dioxinen + DL PCB's	conform		9
beervisachtigen, tong	PCB	0,46-0,46	ng/g	2
	dioxinen	0,61-0,61	pg/g	2
	dioxinen + DL PCB's	conform		2
koppotigen, pijlinktvis	PCB	1,6	ng/g	1
	dioxinen	conform		2
	dioxinen + DL PCB's	conform		2
kraakbeenvissen, haai	PCB	1,2	ng/g	1
	dioxinen	conform		1
	dioxinen + DL PCB's	conform		1
kraakbeenvissen, rog	PCB	<1,4	ng/g	4
	dioxinen	conform		7
	dioxinen + DL PCB's	conform		5
schaaldier, grijze garnaal	Cadmium (Cd)	0,014	mg/kg	1
	Kwik (Hg)	0,101	mg/kg	1
	PCB	1,2-1,4	ng/g	2
	Lood (Pb)	0,0067	mg/kg	1
	dioxinen + DL PCB's	conform		2
weekdieren, tweekleppigen, Sint-jakobsschelp	Benzo(a)pyreen	<0,9	µg/kg	1
	Cadmium (Cd)	0,23-0,36	mg/kg	2
	PAK4	0,9	µg/kg	1
	Kwik (Hg)	0,01-0,011	mg/kg	2
	PCB	1,2-1,2	ng/g	1
	dioxinen	conform		1
	Lood (Pb)	0,027-0,088	mg/kg	2
	dioxinen + DL PCB's	conform		1

Tabel 2.33 toont de resultaten voor radioactiviteit van Cesium 134 en 137 als bijkomende informatie. Deze waarden liggen 60 keer lager dan de maximale waarde van 600 Bq.

*Tabel 2.33. Cesium134 en 137 in vis en visserijproducten uit de Zuidelijke Noordzee en het Kanaal 2011-2016.*

Soort	Contaminant	Waarde (min-max)	Eenheid	Aantal stalen
Schaaldieren	Cesium 134	<0,9 - <5	Bq/kg	14
	Cesium 137	<1 - <5	Bq/kg	14
Vissen	Cesium 134	<0,6 - <5	Bq/kg	20
	Cesium 137	<0,7 - <6	Bq/kg	20

Voor de stoffen waarvoor een maximumgehalte vastgesteld werd, is het eindresultaat van alle stalen gunstig en is het milieudoel 2012 bereikt.

### 2.7.6. Conclusies

Geen enkele analyse uitgevoerd op stalen verzameld in de Belgische vismijnen van 2011 tot 2016 en afkomstig van de Zuidelijke Noordzee en het Kanaal overschrijdt de vastgestelde maximale waarden. Dit resultaat is conform voorgaande resultaten. Opmerkelijk is dat de norm voor kwik in vis meer dan 20 tot 40 keer hoger is dan de MKN gedefinieerd in biota in het kader van KRW.

Aangezien het vangstgebied voor verschillende stalen een combinatie van ICES deelgebieden is, werden de resultaten geaggregeerd over de drie ICES deelgebieden. Informatie over de soort was niet steeds beschikbaar waardoor ook resultaten worden voorgesteld op een hoger taxonomisch niveau.

### 2.7.7. Kwaliteitsaspecten

De resultaten zijn afkomstig van het operationeel controle programma door FAVV. FAVV werkt met eigen laboratoria, ongeveer 60 externe door het FAVV erkende laboratoria en referentielaboratoria die als 'centre of excellence' fungeren. Meer informatie is terug te vinden op de website van het FAVV. Het aantal controles is gebaseerd op een risicoanalyse binnen de Belgische voedselketen volgens Verordening (EG) No 882/2004. Hierna werden de stalen afkomstig uit het vangstgebied dat het BDNZ omvat, minder dan 10% van de stalen, geëxtraheerd.

### 2.7.8. Data

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).



### **2.7.9. Referenties**

- EFSA (2008). Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food. The EFSA Journal (2008) 724, 1-114.
- Martin van den Berg et al. (2006). The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. Toxicological Sciences 93(2), 223-241 (2006).
- Maudoux J.P., Saegerman C., Rettigner C., Houins G., Van Huffel X. & Berkvens D. (2006). Food safety surveillance through a risk based control programma: Approach employed by the Belgian Federal Agency for the Safety of the Food Chain. Veterinary Quarterly 2006, 28(4): 140-154.

## 2.8. Zwerfvuil (D10)

“Marien zwerfafval” duidt op eender welk moeilijk afbreekbaar, menselijk vervaardigd of verwerkt, vast materiaal dat opzettelijk afgedankt of per ongeluk achtergelaten wordt en zo rechtstreeks of via rivieren en kanalen in het kust- en mariene milieu terechtkomt. Marien zwerfafval kan dus zowel van land als van zee afkomstig zijn en omvat verschillende categorieën zoals o.a. plastic, metaal, glas, rubber of keramiek. Het grootste volume wordt echter ingenomen door plastic: tot 80% van alle afval in onze oceanen. Jaarlijks eindigt meer dan 8 miljoen ton plastics in de oceanen (UN Environment, 2017). Alleen al in de Noordzee wordt er naar schatting jaarlijks 20.000 ton afval gedumpt (Holm 2004). Daar maakt plastic bij benadering 75% van uit (OSPAR 2007). In alle compartimenten van het mariene ecosysteem wordt tegenwoordig zwerfvuil aangetroffen, wat schadelijk is voor het mariene ecosysteem. Mariene organismen kunnen het afval inslikken of erin verstrikt geraken wat kan leiden tot kwetsuren en sterfte.

Voor aangespoeld zwerfvuil, zwerfvuil op de zeebodem en afval ingeslikt door mariene dieren werden doelen vooropgesteld ter beoordeling van de Goede Milieutoestand. Deze werd gedefinieerd als ‘De eigenschappen van, en de hoeveelheden zwerfvuil op zee veroorzaken geen schade aan het kust- en mariene milieu’.

Holm N. (2004). Reduce marine litter: Save the North Sea project results. Alterra: The Netherlands. 17 pp.

OSPAR (2007). Monitoring of marine litter on beaches in the OSPAR region. OSPAR Commission. 75 pp.

### 2.8.1. Aangespoeld zwerfvuil

Francis Kerckhof en Karien De Cauwer

Er is geen merkbare reductie van de totale hoeveelheden afval op de onderzochte stranden waar te nemen, ook niet op schaal van de zuidelijke Noordzee. De totale hoeveelheid afval op de stranden fluctueert enorm door grote schommelingen in het aanspoelen van afval (weer gerelateerd) en achtergelaten afval (seizoen-gerelateerd). Gemiddeld werden er over de periode 2012-2016 en twee referentiestranden 137 voorwerpen aangetroffen per 100 m – in een eerdere survey periode (2002-2006) werden gemiddeld 120 voorwerpen aangetroffen. Plastic is het meest voorkomende materiaal (ongeveer 80%).

#### 2.8.1.1. Inleiding

OSPAR heeft als doelstelling om de hoeveelheid marien zwerfvuil significant te reduceren tot hoeveelheden die niet langer schadelijk zijn voor het ecosysteem. De hoeveelheid plastic dat op het strand aanspoelt, wordt door OSPAR gebruikt als een graadmeter voor de hoeveelheid plastic die op zee drijft (OSPAR, 2017).

De milieudoelen zijn:

- Negatieve trend in de jaarlijkse evolutie van de hoeveelheden aangespoeld afval dat schade kan berokkenen aan het mariene leven en de habitats, conform de richtsnoeren met betrekking tot het Monitoren van zeezwerfvuil op de stranden (OSPAR Beach Litter Monitoring in mariene milieus - 2010)
- Algemene reductie van het totale aantal zichtbare zwerfvuil op kusten tegen 2020 (bv. op basis van een vijf jaar lopend gemiddelde).

#### 2.8.1.2. Achtergrond

Zwerfvuil op de stranden heeft economische en ecologische effecten. De stranden worden minder aantrekkelijk voor het kusttoerisme en heel wat organismen ondervinden nadelige gevolgen van vooral plastic afval. De hoeveelheid plastic die aanspoelt op de stranden wordt gebruikt als een van de graadmeters voor een goede milieutoestand.

#### 2.8.1.3. Geografisch gebied

De gegevens worden verzameld langs de Belgische kust (Figuur 2.32).

#### 2.8.1.4. Methodologie

Op twee geselecteerde referentiestranden (Oostende Halve Maan en Oostende Raversijde) wordt er sedert de winter van 2012 vier keer per jaar (één keer per seizoen) gezocht naar zwerfvuil. Dit gebeurt in de periode van springtij en ter hoogte van de vloedlijn. Het aantal items zwerfvuil wordt genoteerd op monitoringsbladen met vooraf vastgelegde categorieën, volgens de internationaal erkende '*Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR maritime area*' (OSPAR, 2010). Deze data worden online ingevoerd in de OSPAR beach litter database.

Wegens allerlei activiteiten op het strand zoals zandopspuitingen en andere onderhoudswerken konden enkele surveys in een bepaalde periode niet uitgevoerd worden terwijl er soms meerdere surveys per seizoen werden uitgevoerd. In totaal werden tot en met januari 2017 40 surveys uitgevoerd, 22 op het strand Oostende Halve Maan en 18 op het strand van Raversijde.

Sinds januari 2017 verwijderen talrijke vrijwilligers, al dan niet georganiseerd, continu en op een ongecoördineerde manier zwerfvuil van de stranden waardoor geen betrouwbare data meer kunnen verzameld worden. Bovendien is er ook regelmatige verstoring door het aanleggen, nivelleren of ophogen van de stranden waarbij bijna voortdurend zwaar materieel zoals bulldozers en shovels ingezet worden die de strandmorfologie veranderen. In elk geval zijn data die na 2017 verzameld werden niet meer te vergelijken met de data verzameld voor januari 2017 toen er betrekkelijk weinig interferenties waren.

Tussen 2002 en 2006 werd in het kader van het OSPAR pilootproject *Monitoring Marine Beach Litter* het zwerfvuil op 2 Belgische stranden, Oostende en Koksijde, seizoenaal onderzocht. Tijdens de OSPAR-meetcampagnes werden in deze periode gemiddeld ongeveer 120 voorwerpen per 100 meter verzameld met een piek van 434 tijdens de winter 2003/2004. De data uit de periode 2002–2006 vertonen een zeer grote variantie en er kon geen trend vastgesteld worden (André et al., 2010).

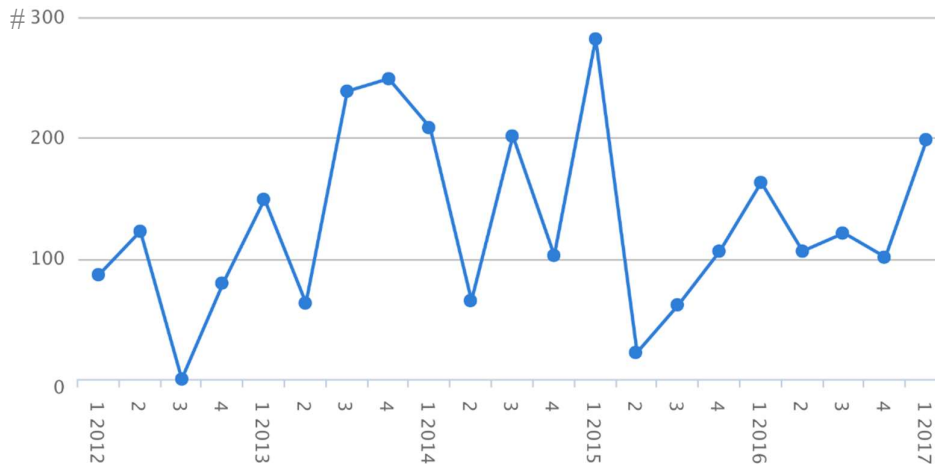
Door het ontbreken van gegevens voor de periode 2007-2011, de grote variantie in de gegevens en één gemeenschappelijk referentiestrand beperkt een analyse zich tot het vergelijken van de gegevens uit de periode 2002-2006 met de periode 2012-2016 voor het strand te Oostende.

Tabel 2.34. Overzicht van aantal uitgevoerde surveys per strand en per seizoen. Na 2017 aantal tussen haakjes want niet meer bruikbaar voor analyses.

	Oostende Halve Maan				Raversijde			
	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst
2012	1	2	0	1	1	0	0	1
2013	1	1	1	1	0	1	2	1
2014	1	1	1	1	1	0	1	1
2015	1	1	1	1	2	1	1	1
2016	1	1	2	1	1	1	1	0
2017	1	(1)		(1)	1		(1)	

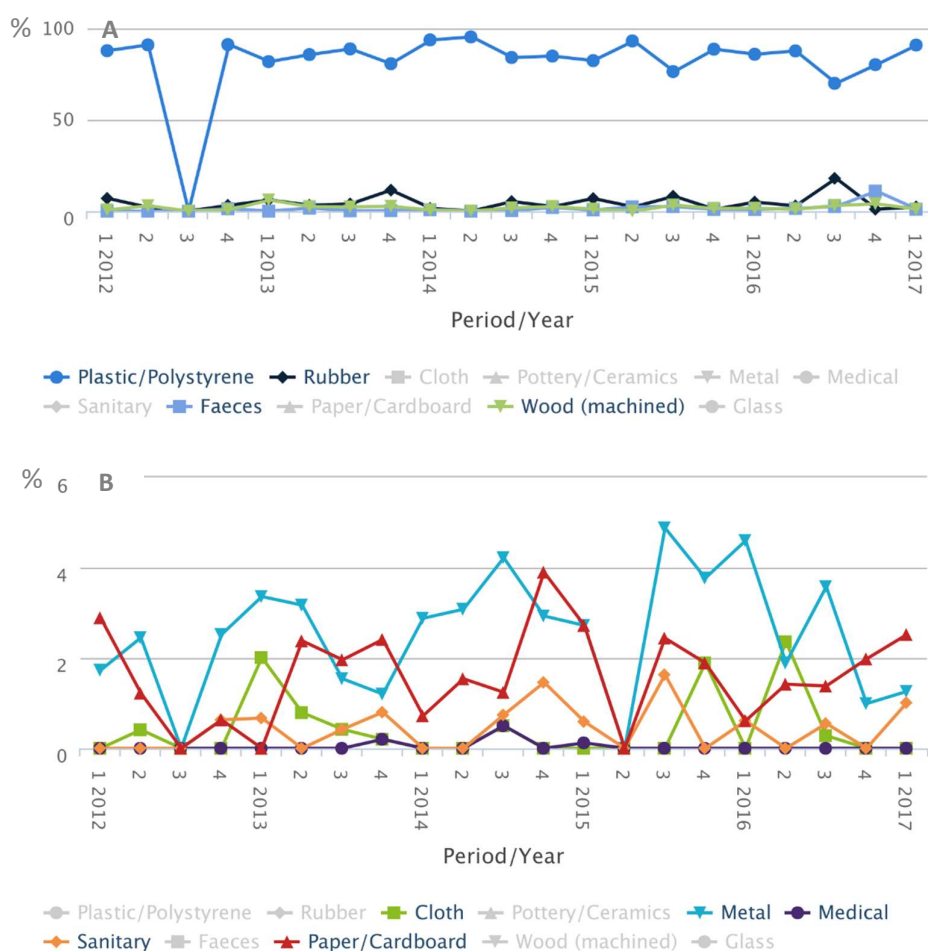
#### 2.8.1.5. Resultaten en trend

In de grafieken (Figuur 2.59 tot Figuur 2.61) worden de resultaten voor de 2 stranden samen getoond.



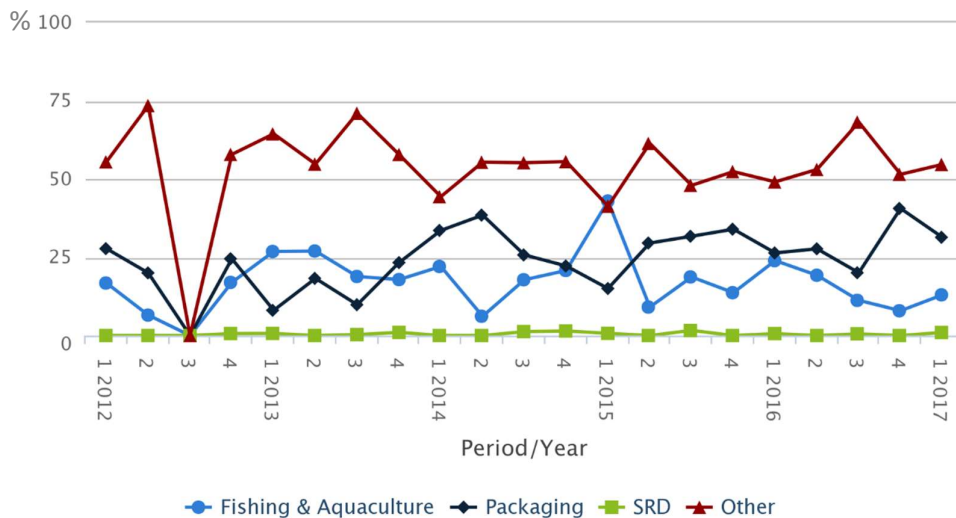
Figuur 2.59. Gemiddeld aantal voorwerpen/100 m per seizoen per jaar voor de Belgische stranden (Oostende Halve Maan, Raversijde) van 01-01-2012 tot 31-01-2017 (Bron: OSPAR, data: KBIN).

- Het aantal voorwerpen varieert sterk (van 22 tot 282/100 m). De schommelingen zijn voor een deel te wijten aan de weersomstandigheden. Gemiddeld werden er over de periode 2012-2016 137 voorwerpen aangetroffen.
- In de periode tussen 2002 en 2006 werden gemiddeld 120 voorwerpen op twee stranden (Oostende, Koksijde) aangetroffen.
- De dataset vertoont sterke schommelingen en is te beperkt voor het bepalen van een trend. Op het strand te Oostende, met surveys in de twee periodes, werd een gemiddelde van 162 voorwerpen geteld in de periode 2002-2006 en 142 in de periode 2012-2016. De resultaten uit de twee periodes zijn niet significant verschillend (op basis van Mann Whitney U Test).



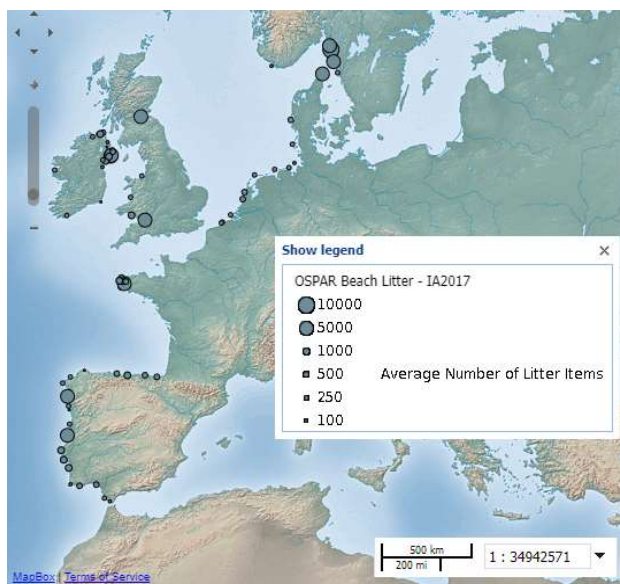
Figuur 2.60. Materiaaltype (%) per seizoen per jaar voor de Belgische stranden (Oostende Halve Maan, Raversijde) van 01-01-2012 tot 31-01-2017. A (boven): types met voorkomen tot meer dan 5%; B (onder): types met voorkomen tot minder dan 5% (met aardewerk/keramiek: 0%) (Bron: OSPAR, data: KBIN).

- Plastic wordt als materiaaltype het meest aangetroffen (gemiddeld 86.3%, schommelt tussen 76 en 95%) tijdens een eerdere monitoring schommelde dat rond de 80% (André et al., 2010).
- Daarnaast werd ook regelmatig papier en karton, rubber, hout, metaal en glas aangetroffen. Bewerkt hout (planken, palletten) kan soms relatief talrijk zijn: eenmaal 17%.



Figuur 2.61. Afvalbron (%) per seizoen per jaar voor de Belgische stranden (Oostende Halve Maan, Raversijde) tussen 2012 en 2017 (Bron: OSPAR, data: KBIN).

Het is moeilijk om een bron aan te duiden omdat in de meeste gevallen een voorwerp van verschillende bronnen kan afkomstig zijn. Een plastic fles kan zowel van de scheepvaart als van strandbezoekers afkomstig zijn. Daarom heeft de categorie “andere” steeds de hoogste aantallen. Een aantal voorwerpen kan wel aan een bepaalde bron toegewezen worden en dan blijken visserij & aquacultuur en verpakkingen de twee volgende categorieën te zijn die afval genereren.



Figuur 2.62. Gemiddeld aantal afvalvoorwerpen per 100 m voor de periode 2014-2015 (Bron: OSPAR).

Een analyse van zwerfvuil op strand op grotere schaal, nl. zuidelijke Noordzee, werd uitgevoerd door OSPAR (OSPAR, 2017). Voor de zuidelijke Noordzee werd enkel voor de categorie ‘papier/karton (inclusief sigarettenpeuken)’ een significante daling waargenomen. Deze categorie werd echter enkel op één plaats waargenomen binnen de top 15 van de meest geregistreerde voorwerpen in de regio. Over de periode 2014-2015 bedroeg het gemiddelde en de mediaan, respectievelijk 430 en 311 voorwerpen per 100m in de zuidelijke Noordzee. Op de monitoringstrajecten, maakte plastic 90% van alle geregistreerd afval uit. Plastic en stukken polystyreen, netten en touwen, en deksels vormden het merendeel van de geregistreerde

afvalvoorwerpen. Het gemiddeld voorkomen van afvalvoorwerpen was gelijkaardig voor monitoringsplaatsen in de zuidelijke Noordzee, Keltische zee, golf van Biskaje/Iberische kust maar waren van hogere grootteorde in de noordelijke Noordzee, voornamelijk in Skagerrak (zie Figuur 2.62).

#### 2.8.1.6. Conclusies

De hoeveelheid zwerfvuil op de Belgische stranden neemt niet af en de samenstelling blijft hetzelfde. Ook op het niveau van de zuidelijke Noordzee werden geen algemene trends over de verschillende plaatsen waargenomen en maakt plastic het overgrote deel uit van alle afval.

Vanwege de gewijzigde situatie op de stranden is het niet meer nuttig om surveys uit te voeren omdat de data niet meer vergeleken kan worden met deze uit voorgaande surveys en er geen betrouwbare trend kan vastgesteld worden. Er zal bekeken worden hoe dit in de toekomst verder kan aangepakt worden.

#### 2.8.1.7. Kwaliteitsaspecten

De monitoring en verwerking van de gegevens gebeuren volgens OSPAR richtlijnen. De surveys werden meestal door dezelfde persoon en op dezelfde manier uitgevoerd. In 2012 werden 2 surveys door iemand anders uitgevoerd.

#### 2.8.1.8. Data

Data en metadata zijn ter beschikking in de OSPAR marine litter database en op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.8.1.9. Referenties

André, F.; Bourdeau, P.; Chemay, F.; De Vreese, R.; d'Ieteren, E.; Hens, L.; Moreau, R.; Vanhoutte, H. (2010). Federaal milieuraapport 2004-2008: Finaal rapport. Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu: Brussel. 548 pp.

OSPAR (2017). <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/marine-litter/beach-litter/>

OSPAR (2010). Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR maritime area (Richtsnoeren voor het monitoren van zwerfvuil op de stranden binnen de OSPAR maritieme zone): [https://www.ospar.org/ospar-data/10-02e\\_beachlitter%20guideline\\_english%20only.pdf](https://www.ospar.org/ospar-data/10-02e_beachlitter%20guideline_english%20only.pdf)

## 2.8.2. Afval op de zeebodem

Bavo De Witte, Lisa Devriese, Loes Vandecasteele en Kris Hostens

Door de grote variatie in de aanwezige hoeveelheid afval, zowel in tijd als locatie, en de nog beperkte tijdsperiode van afvalmonitoring, is trendanalyse naar marien afval op de zeebodem op dit moment nog niet relevant. Op basis van BTS-slepen, wordt van 2012 tot en met 2014 een gemiddeld relatief aantal afvalitems van  $126 \pm 67$  items/km<sup>2</sup> teruggevonden op het BDNZ. Uit afvalonderzoek in de kustzone (2013-2016) kon afgeleid worden dat meer dan 90% van het afval uit plastic bestaat.

### 2.8.2.1. Inleiding

Om een goede status te bereiken dient een afnemende trend vastgesteld te worden in de jaarlijkse hoeveelheid opgevist afval.

Van 2012 tot 2014 werd data verzameld over de hoeveelheid marien afval in het volledige OSPAR-gebied, dit in het kader van enerzijds het internationaal onderzoek bodemberoerende visserij (international bottom trawl survey, IBTS), anderzijds het boomkoronderzoek (beam trawl survey, BTS). Beide surveys maken gebruik van een verschillend type net, waardoor directe vergelijking niet mogelijk is. OSPAR voerde op de data van de IBTS een tussentijdse beoordeling uit op basis van gegevens uit Duitsland, Denemarken, Spanje Frankrijk, Nederland, Zweden en het Verenigd Koninkrijk (OSPAR 2017a). De Belgische data omtrent marien afval wordt sinds 2012 volgens OSPAR-normen gecollecteerd binnen de Belgische BTS. Ook andere Noordzeelanden (Duitsland en Nederland) verzamelen op een gelijkaardige manier data omtrent marien afval gedurende hun BTS surveys (WGBEAM Manual, ICES 2017). Gezien de grote variabiliteit in hoeveelheid marien afval tussen de verschillende visslepen en de beperkte tijdreeks, is het tot op heden niet relevant een trendanalyse uit te voeren en wordt de data enkel gebruikt voor een beschrijving van de huidige toestand.

Bijkomend worden naast de gegevens uit het BTS-visserijonderzoek al sinds 2011 gegevens over marien afval op de zeebodem verzameld binnen het monitoringsonderzoek naar de status van het marien milieu in de omgeving van baggerloswallen in het BDNZ. Weerom zijn door het gebruik van verschillend vistuig, in het bijzonder een verschil in maaswijdte, de gegevens uit dit baggermonitoringsonderzoek niet rechtstreeks vergelijkbaar met de data uit het BTS-visserijonderzoek.

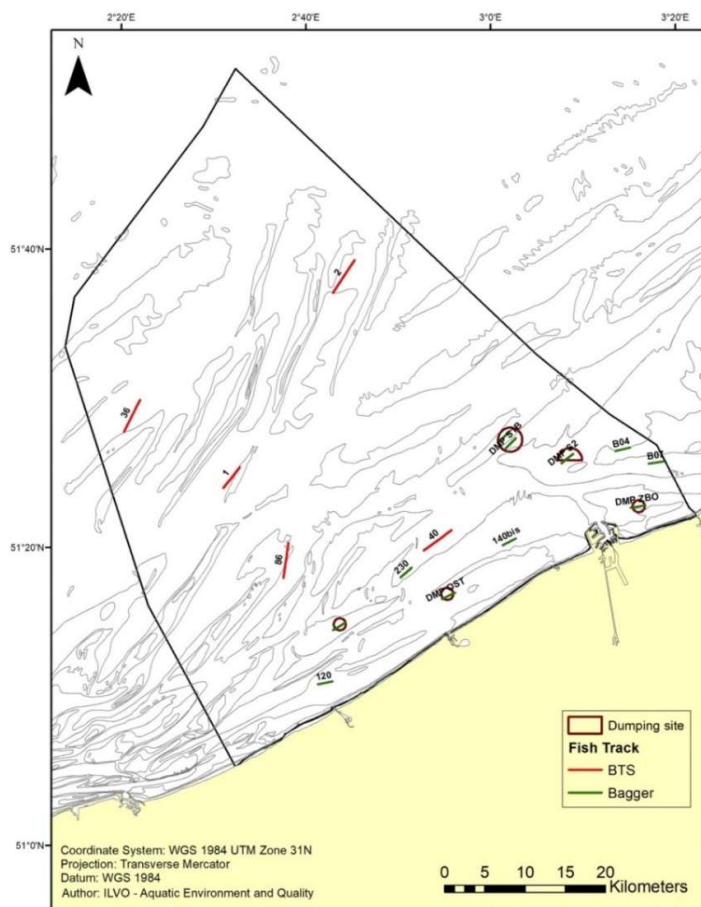
### 2.8.2.2. Achtergrond

Marien afval kan de zeebodem bedekken of beschadigen, wat nadelig is voor bentische organismen, maar eveneens diverse geochemische processen kan beïnvloeden. Daarnaast kan afval een vector zijn voor chemische contaminanten, invasieve soorten en potentieel pathogene micro-organismen (OSPAR, 2017b). Afval op de zeebodem is daarom een belangrijke vorm van vervuiling en werd dan ook opgenomen als indicator binnen het luik marien afval.



### 2.8.2.3. Geografisch gebied

Marien afval verzameld in het kader van het BTS-visserijonderzoek geeft een beeld van de hoeveelheid afval op de zeebodem in het BDNZ. Marien afval verzameld uit referentieslepen van het monitoringsonderzoek in de omgeving van baggerloswallen, geeft vooral een beeld van het marien afval in de Belgische kustzone. De respectieve staalnamelocaties worden weergegeven in Figuur 2.63.



*Figuur 2.63. Locaties RV Belgica boomkorslepen gebruikt voor het onderzoek naar marien afval op de zeebodem in het BDNZ; rood: BTS-slepen; groen: baggermonitoringsslepen.*

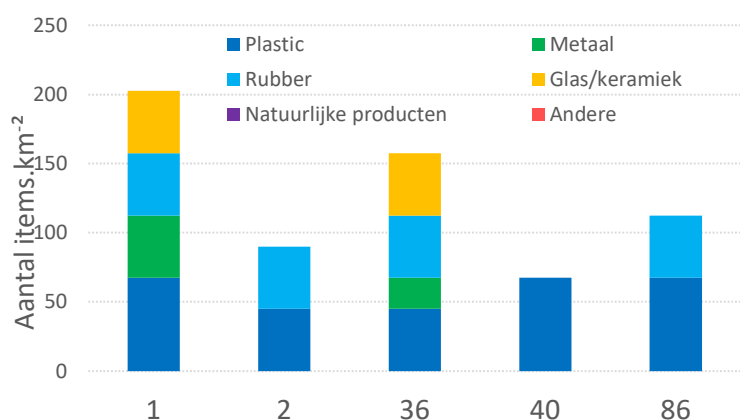
### 2.8.2.4. Methodologie

Data over marien afval op de zeebodem werd volgens OSPAR- en KRMS-richtlijnen (OSPAR, 2017b; JRC, 2013) verzameld binnen 2 monitoringsopdrachten: enerzijds in het kader van het jaarlijks BTS-visserijonderzoek met RV Belgica (augustus-september), gebruik makend van een boomkor van 4 m met een sleeplengte van 2 zeemijl; anderzijds binnen het halfjaarlijkse monitoringsonderzoek naar de status van baggerloswallen op het BDNZ (maart en september/oktober), eveneens met RV Belgica, gebruik makend van een garnaalboomkor van 8 m met een sleeplengte van 1 zeemijl. De maaswijdte in de kuil bij het BTS-visserijonderzoek is 40 mm (gestrekt), voor het baggermonitoringsonderzoek is dit slechts 20 mm, wat een impact heeft op de hoeveelheid kleine stukjes afval in het net. Hierdoor is rechtstreekse datavergelijking tussen de twee types onderzoek niet mogelijk.

Om de hoeveelheid marien afval op de zeebodem in kaart te brengen, wordt de aanwezige hoeveelheid marien afval per vissleep bijgehouden. Er wordt onderscheid gemaakt tussen zes OSPAR afvalcategorieën: plastic, metaal, rubber, glas en keramiek, natuurlijke producten (vb. papier, touw, bewerkt hout) en andere. Afvalitems worden per vissleep geteld en ingedeeld per type (vb. fles, vel, deksel,...) en per kleur. Resultaten worden in dit rapport verrekend naar aantal items per km<sup>2</sup>. Dit gebeurde door omzetting van het aantal items per sleep, rekening houdend met de breedte van de boomkor (vistuig) en de lengte van de vissleep. Voor zowel afval verzameld op de BTS als in de baggermonitoring komt dit ongeveer neer op 0,015 km<sup>2</sup> per sleep.

#### 2.8.2.5. Resultaten en trend

Bij het opmeten van de hoeveelheid marien afval in BTS-slepen op het BDNZ (2012-2014) werden gemiddeld  $126 \pm 67$  items/km<sup>2</sup> teruggevonden, variërend van  $67 \pm 67$  items voor sleeplocatie 40 tot  $202 \pm 67$  items voor sleeplocatie 1. Afvalitems behoorden tot de categorieën plastic, metaal, rubber en glas/keramiek (Figuur 2.64). Opvallend is dat er geen metaal en glas/keramiek afval werd genoteerd in de kustzone. In op één na alle BTS-slepen (uitgezonderd locatie 40) werden zowel plastic- als rubberitems opgemeten.

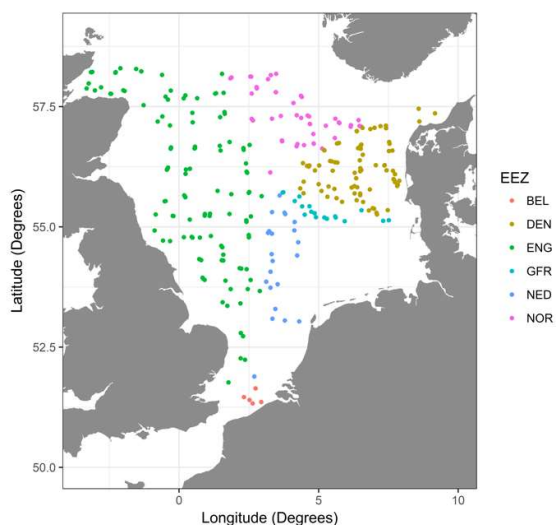


Figuur 2.64. Gemiddeld aantal afvalitems/km<sup>2</sup> in de respectieve BTS-slepen op het BDNZ (data 2012-2014).

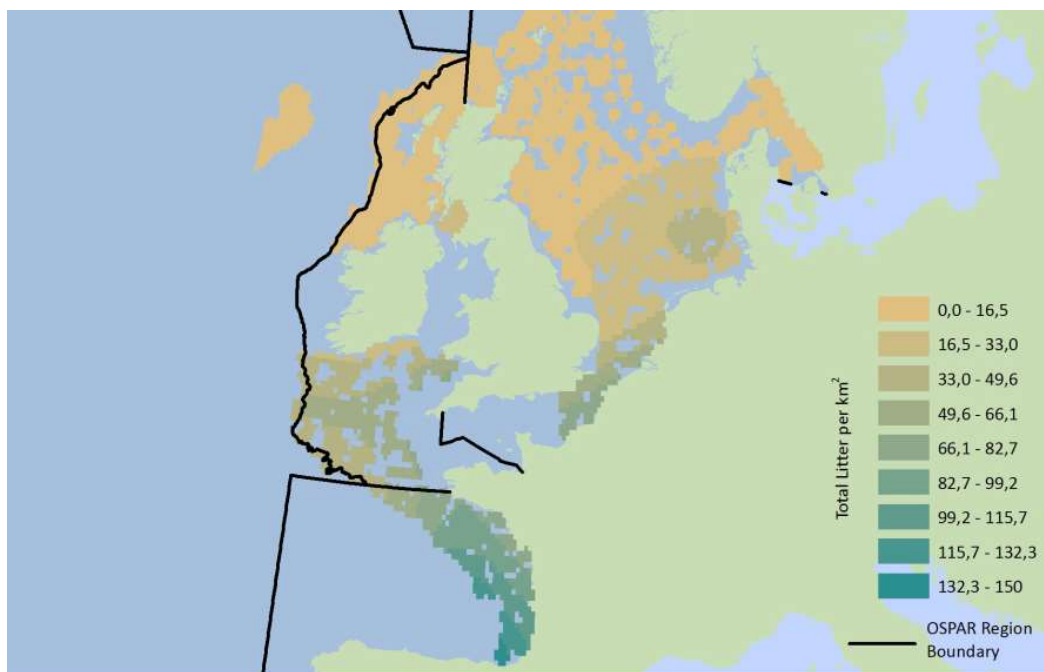
In Tabel 2.35 wordt het relatief aantal afvalitems/km<sup>2</sup> voor het BDNZ vergeleken met andere Noordzeegebieden. Deze gegevens werden verzameld door Nederland en Duitsland in het kader van hun BTS surveys, en werden geëxtraheerd uit Dattras (ICES DATRAS, 2018). In vergelijking met de andere gebieden van de Noordzee wordt in België een vergelijkbaar of lager aantal afvalitems aangetroffen per km<sup>2</sup>. De hoogste waarden worden opgemeten in het noordelijk deel van de Noordzee. Dit is opmerkelijk, aangezien de resultaten van de OSPAR tussentijdse beoordeling, gebaseerd op IBTS-slepen, een omgekeerde gradiënt aangeven (OSPAR, 2017a). Gebaseerd op gegevens van IBTS-slepen uitgevoerd door Duitsland, Denemarken, Spanje, Frankrijk, Nederland, Zweden en het Verenigd Koninkrijk werd immers een noord-zuid gradiënt vastgesteld, met de laagste vervuilingsgraad in de noordelijke Noordzee, meer vervuiling in de zuidelijke Noordzee en Keltische zee en de hoogste vervuilingsgraad in de golf van Biskaje (Figuur 2.66).

Tabel 2.35. Relatief aantal afvalitems/km<sup>2</sup> in de Noordzee, opgemeten in BTS-slepen (data 2012-2014) (ICES DATRAS, 2018).

Exclusieve economische zone	Afvalitems/km <sup>2</sup>
Noorwegen	215
Denemarken	161
Engeland	140
Duitsland	140
Nederland	141
België	126



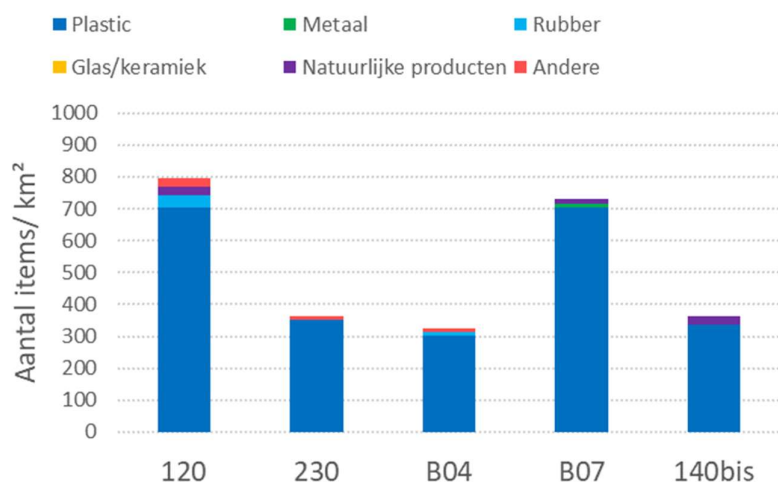
Figuur 2.65. Locaties BTS-slepen gebruikt voor het onderzoek naar marien afval op de zeebodem in de Noordzee (ICES DATRAS, 2018).



Figuur 2.66. Relatief aantal afvalitems/km<sup>2</sup> zeebodem in de Noordzee, Keltische zee en de golf van Biskaje (2012-2014) op basis van IBTS gegevens (OSPAR, 2017b).

In Figuur 2.67 wordt het aantal afvalitems/km<sup>2</sup> weergegeven op basis van de monitoring van de baggerloswallen op het BDNZ (Lauwaert et al., 2016). Er zijn 5 referentielocaties, verspreid over de Belgische kustzone: 120, 230, 140bis, B04 en B07. Het aantal afvalitems varieerde in deze referentieslepen van 330 ± 140 tot 780 ± 590 items per km<sup>2</sup>. In al deze slepen was plastic de overwegende afvalcategorie (88-96%). Daarnaast was het opvallend dat er op nabijgelegen baggerloswallen Zeebrugge Oost en Oostende veel hogere aantallen afvalitems werden waargenomen, tot 4100 ± 6500 items per km<sup>2</sup>. Dit is waarschijnlijk niet alleen een effect van het lossen van baggerspecie, maar ook van sedimentatieprocessen in deze gebieden (Fettweis et al., 2009). Dit duidt eveneens de grote variabiliteit aan van de verspreiding van afval op het BDNZ.

Het aantal afvalitems op de referentielocaties van het baggermonitoringsonderzoek lijkt aanzienlijk hoger dan in de slepen van het BTS-visserijonderzoek op het BDNZ. Dit kan verklaard worden omdat deze slepen allemaal in de nabije kustzone liggen, maar vooral omdat er gevist wordt met een kleinere maaswijdte, waardoor meer kleine afvaldeeltjes kunnen worden opgevist. Daardoor is het niet mogelijk beide onderzoeken direct met elkaar te vergelijken.



*Figuur 2.67. Gemiddeld aantal afvalitems/km<sup>2</sup> op de referentielocaties van het baggermonitoringsonderzoek (data 2013-2016).*

#### 2.8.2.6. Conclusies

Op basis van de beschikbare data omtrent marien afval op de zeebodem in het BDNZ kan niet afgeleid worden of er een stijgende of dalende trend is in de hoeveelheid afval op de zeebodem. Daarvoor zijn de tijdsreeksen nog te beperkt en is de variatie in de data te groot. Ook binnen het OSPAR-gebied wordt de nood voor meer staalnamestations en langere tijdsreeksen essentieel geacht om significante trends in afvaldata te kunnen waarnemen (OSPAR, 2017a).

Bij het opmeten van de hoeveelheid afval in BTS-slepen blijkt dat er  $126 \pm 67$  afvalitems per km<sup>2</sup> kunnen teruggevonden worden op het BDNZ. In de noordelijke Noordzee worden vergelijkbare of hogere waarden teruggevonden. Dit is in tegenstelling met de IBTS-resultaten, waar er een stijging werd opgemeten van noord naar zuid. Deze tegenstellingen zijn mogelijks een gevolg van de grote variatie in afvaldata tussen individuele visslepen en het (nog) niet volledig uniform ingeven van de afvaldata door de diverse Noordzeelanden.

Op basis van het baggermonitoringsonderzoek, dat met een boomkor met fijnere maaswijdte wordt uitgevoerd, kan geconcludeerd worden dat meer dan 90% van het afval in de Belgische kustzone uit plastic items bestaat, met een gemiddelde van  $330 \pm 140$  plastic items per km<sup>2</sup> op referentielocaties van het BDNZ.

België is zich bewust van de problematiek omtrent de aanwezigheid van zwerfvuil en microplastics in mariene en andere aquatische milieus (Devriese et al., 2016; Devriese en Janssen, 2017). In voornoemde beleidsinformerende nota's wordt zowel het uitbreiden van de bestaande lange termijn monitoringsprogramma's in het mariene milieu als het opstellen van een monitoringsprogramma in de Belgische waterlopen vooropgesteld, zodoende de bronnen, de aanwezigheid, het gedrag en de effecten van zwerfvuil en microplastics meer systematisch te onderzoeken. Dit omhelst eveneens de ontwikkeling van een risico-beoordelingskader en de nodige technieken en modellen om de risico's voor mens en milieu kwantitatief te beoordelen.

#### 2.8.2.7. Kwaliteitsaspecten

Alle marien afval werd uit de boomkorslepen verzameld volgens OSPAR en KRMS-richtlijnen (OSPAR, 2017a; JRC, 2013).

#### 2.8.2.8. Data

Duitse en Nederlandse data en metadata over marien afval op de Noordzeebodem, verzameld door middel van het BTS-visserijonderzoek, is beschikbaar via de DATRAS (Database of Trawl Surveys) online database van ICES ([https://datras.ices.dk/Data\\_products/ReportingFormat.aspx](https://datras.ices.dk/Data_products/ReportingFormat.aspx)). Ook de Belgische gegevens verzameld tijdens BTS-visserijonderzoek zullen hier op termijn ter beschikking gesteld worden, maar zijn voorlopig enkel op aanvraag beschikbaar. Data verzameld binnen de IBTS-surveys werden verwerkt in de intermediate assessment van OSPAR (OSPAR, 2017a). Data en metadata verzameld via het baggermonitoringsonderzoek zijn beschikbaar op aanvraag.

#### 2.8.2.9. Referenties

Devriese L., Hostens K., De Witte B., Robbens J., Polet H. (2016). Beleidsinformerende Nota: Zwerfvuil en (micro)plastics in de Noordzee. ILVO Beleidsinformerende nota's, Oostende, 16 pp.

Devriese, L. I. en Janssen, C. R. (2017). Beleidsinformerende Nota: Overzicht van het onderzoekslandschap en de wetenschappelijke informatie inzake marien zwerfvuil en microplastics in Vlaanderen. VLIZ Beleidsinformerende nota's BIN 2017\_001. Oostende. 26 pp

Fettweis, M., Houziaux, J.-S., Du Four, I., Van Lancker, V., Baeteman, C., Mathys, M., Van Den Eynde, D., Francken, F., Wartel, S., 2009. Long-term influence of maritime access works on the distribution of cohesive

- sediments: analysis of historical and recent data from the Belgian nearshore area (southern North Sea). *Geo-Marine Letters*, 29, 321-330.
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., Kinsey, S., Thompson, R.C., Van Franeker, J., Vlachogianni, T., Scoullou, M., Veiga, J.M., Palatinus, A., Matiddi, M., Maes, T., Korpinen, S., Budzjak, A., Leslie, H., Gago, J., Liebezeit, G., 2013. Monitoring guidance for marine litter in European seas. MSFD GES Technical subgroup on marine litter (TSG-ML). Draft report, 120.
- ICES Datras, 2018. Database of Trawl Surveys (DATRAS), Extraction 11 January 2018 of Beam Trawl Survey (BTS). ICES, Copenhagen
- ICES, 2017. Manual for the Offshore Beam Trawl Surveys, Revision 3.0, June 2014, Working Group on Beam Trawl Surveys. 26 pp.
- JRC, 2013. Guidance on monitoring of marine litter in European seas. JRC Scientific and policy reports. MSFD technical subgroup on marine litter, 128p.
- Lauwaert, B., De Witte, B., Devriese, L., Fettweis, M., Martens, C., Timmermans, S., Van Hoey, G., Vanlede, J., 2016. Synthesis report on the effects of dredged material dumping on the marine environment (licensing period 2012-2016). RBINS-ILVO-AMT-AMCS-FHR report BL/2016/09, 107p.
- OSPAR, 2017a. Composition and spatial distribution of litter on the seafloor. OSPAR intermediate assessment 2017, OSPAR commission, [www.ospar.org/assessments](http://www.ospar.org/assessments).
- OSPAR, 2017b. CEMP guidelines on litter on the seafloor. OSPAR Agreement 2017-006, OSPAR commission, 11p.
- UN Environment, 2017. UN declares war on ocean plastic. Press release, 23 February 2017.

### 2.8.3. Afval in de maag van Noordse stormvogels

Eric Stienen en Hilbran Verstraete

In alle onderzochte OSPAR-regio's, dus ook in de zuidoostelijke Noordzee waartoe België behoort, is het percentage Noordse stormvogels met meer dan 0,1 g plastic in hun maag gelijk aan of hoger dan 50%, en is dat percentage tenminste sinds 2004 stabiel. De goede milieutoestand is daarmee nog lang niet in zicht. In België worden te weinig vogels gevonden voor een gedegen landelijke analyse, maar ook hier bevatte 52% van de onderzochte magen meer dan 0,1 g plastic.

#### 2.8.3.1. Inleiding

OSPAR heeft als doelstelling om de hoeveelheid marien zwerfvuil significant te reduceren tot hoeveelheden die niet langer schadelijk zijn voor het ecosysteem. De hoeveelheid plastic die door mariene organismen, zoals Noordse stormvogels (*Fulmarus glacialis*) wordt ingeslikt, wordt door OSPAR gebruikt als een graadmeter voor de hoeveelheid plastic die op zee drijft (OSPAR 2017).

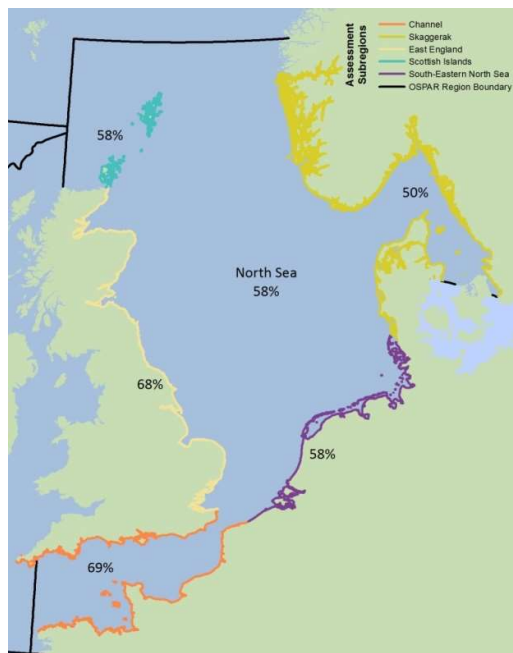
Deze indicator is gebaseerd op de voormalige OSPAR Ecological Quality Objective (EcoQO). De doelstelling voor een goede milieutoestand, overgenomen in de Belgische milieudoelen, is dat de magen van minder dan 10% van de gevonden vogels meer dan 0,1 g plastic mag bevatten. Het verzamelen van de kadavers gebeurt op het niveau van de verschillende lidstaten, waarbij zowel aangespoelde als geschoten kadavers van Noordse stormvogels worden verzameld. (In sommige landen of gebieden worden Noordse stormvogels doodgeschoten voor consumptie, dit gebeurt nooit voor het doel van wetenschappelijk onderzoek.) De dissectie van de kadavers die in België zijn gevonden, gebeurt tijdens internationale workshops. De analyse van hun maaginhoud gebeurt door Imares, Nederland.

#### 2.8.3.2. Achtergrond

Noordse stormvogels zijn abundant en komen voor in alle OSPAR-regio's, ook in België. Ze leven van allerlei kleine organismen die ze oppikken van het wateroppervlak. Door deze levenswijze consumeren ze veel plastic partikels die op het water drijven. Tegenwoordig heeft quasi elke individu plastic in zijn maag.

#### 2.8.3.3. Geografisch gebied

De onderzochte vogels zijn gevonden langs de kusten van het gehele Noordzeegebied, het Kanaal en het Kattegat. Voor de analyse werden de gegevens geclusterd in 5 geografische regio's (Figuur 2.68). De Belgische gegevens maken deel uit van de zuidoostelijke Noordzee.



*Figuur 2.68. Onderverdeling van de gegevens in 5 regio's (overgenomen van OSPAR 2017). Voor elke regio wordt het gemiddelde percentage getoond van de Noordse stormvogels met meer dan 0,1 g plastics in de maag voor de periode 2010-2014.*

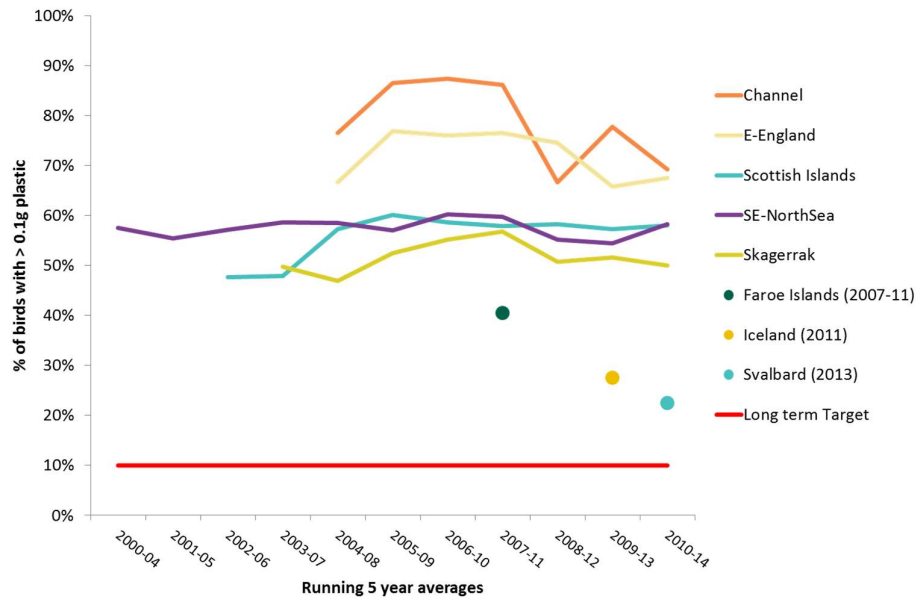
#### 2.8.3.4. Methodologie

De Belgische kadavers van Noordse stormvogels werden verzameld tijdens de maandelijkse winter-surveys die worden georganiseerd om de oliebevuilding bij zeevogels vast te stellen (Stienen et al., 2017). Complete kadavers werden ingevroren om later tijdens jaarlijkse workshops te worden gedissecteerde volgens een vast protocol (zie van Franeker et al., 2011). De magen werden verzameld en diepgevroren, en in een later stadium werd de inhoud gespoeld over een zeef met een maaswijdte van 1 mm. Voor elke maaginhoud werden de aanwezige plastics gedroogd en gewogen, en gecategoriseerd als industriële granulaten of gebruikersplastic. Ook het aantal plastic items werd genoteerd (zie van Franeker et al., 2011 voor verdere details). Voorlopig werden de magen tot en met 2015 geanalyseerd en voor België betreft het 240 magen van vogels die werden gevonden in de periode 2002-2013.

#### 2.8.3.5. Resultaten en trend

Figuur 2.69 toont per regio de trend van het percentage van de vogels dat meer dan 0,1 g plastics bevatte. In elke regio is de trend redelijk stabiel en ligt het percentage ver boven de norm voor een goede milieutoestand. De hoogste percentages (gemiddeld 68-69%) werden gevonden rond het Kanaal en langs de oostkust van het Verenigd Koninkrijk. In de zuidoostelijke Noordzee bevatte gemiddeld 58% van de vogels die in de periode 2010-2014 werden gevonden meer dan 0,1 g plastics.





Figuur 2.69. Trend in het percentage vogels (vijfjarig gemiddelde) met meer dan 0,1 g plastic in hun maag, uitgesplitst per regio (overgenomen van OSPAR 2017).

In totaal werden 240 magen onderzocht van Noordse stormvogels die in de periode 2002-2013 langs de Belgische kust werden gevonden. Daarvan bevatte 95% één of meerdere stukken plastics. Gemiddeld bevatte een maag 41,1 stukken plastic en werd zelfs een vogel gevonden waarin 1603 plastic fragmenten werden gevonden. Er werd overwegend (gemiddeld 89,7%) gebruikersplastics gevonden. Een 'Belgische' maag bevatte gemiddeld 0,28 g plastic en 52% van de magen bevatte meer dan 0,1 g plastic. Dat percentage komt dicht in de buurt van het gemiddelde voor de zuidoostelijke Noordzee en ligt ver boven het gewenste percentage. Gemiddeld werden maar 21,8 (range 1 – 97) vogels per jaar gevonden langs de Belgische kust waardoor een trendanalyse of een verdere vergelijking van de Belgische gegevens met de gegevens van de afzonderlijke regio's niet mogelijk is.

#### 2.8.3.6. Conclusies

In alle regio's is het percentage Noordse stormvogels met meer dan 0,1 g plastics in hun maag redelijk stabiel gebleven. In de zuidoostelijke Noordzee schommelde het percentage al sinds 2000 net onder de 60%. De goede milieutoestand wordt nog lang niet bereikt en verdere opvolging blijft raadzaam. Van alle vogels die tot nu toe in België werden gevonden bevatte gemiddeld 52% meer dan 0,1 g plastics. Die waren grotendeels (97 van de 240 vogels) afkomstig uit 2004 toen er massaal veel Noordse stormvogels zijn aangespoeld langs de kusten van Noord-Frankrijk, België en Zuid-Nederland. In 8 onderzoeksjaren werden er minder dan 25 kadavers gevonden langs de Belgische kust, wat een trendanalyse op niveau van België op korte termijn onmogelijk maakt. Op langere termijn kan ervoor gekozen worden om gegevens van meerdere jaren te clusteren of om, zoals nu het geval is, de analyse op regionaal niveau uit te voeren.

De inname van plastic wordt gezien als een potentiële bedreiging voor deze soort. Plastics veroorzaken waarschijnlijk niet zozeer directe sterfte, maar dragen bij tot sub-lethale effecten zoals een afname in de conditie en gezondheid van de vogels, en kunnen op termijn een negatief effect hebben op de populatiegrootte.

#### 2.8.3.7. Kwaliteitsaspecten

De monitoring en verwerking van de gegevens gebeuren volgens OSPAR richtlijnen.

#### 2.8.3.8. Data

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.8.3.9. Referenties

OSPAR, 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities-v2/marine-litter/plastic-particles-fulmar-stomachs-north-sea/>

Stienen, E.W.M., Courtens, W., Van de walle, M., Vanermen, N., Verstraete, H. 2017. Long-term monitoring study of beached seabirds shows that chronic oil pollution in the southern North Sea has almost halted. Mar. Pollut. Bull. 115, 194–200.

Van Franeker, J.A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.O., Pedersen, J., Stienen, E.W.M. & Turner, D.M. 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. Environmental Pollution 159: 2609-2615.

## 2.9. Onderwatergeluid en andere energievormen (D11)

Water is een ideaal medium voor geluidspropagatie; akoestische golven kunnen zich in water vijf keer sneller voortbewegen dan in lucht. Bronnen van antropogeen geluid in het mariene milieu zijn ofwel van korte duur en meestal repetitief zoals heien van palen, seismisch onderzoek of het vernietigen van explosieven (impulsief geluid), of langdurig/continu, zoals afkomstig van baggeren, scheepvaart, visserij en industriële installaties (omgevingsgeluid).

De Goede milieutoestand wordt bereikt wanneer de toevoer van energie, waaronder onderwatergeluid, op een niveau is dat het mariene milieu geen schade berokkent. Zowel voor impulsief geluid als voor omgevingsgeluid werd een doel vooropgesteld.

### 2.9.1. Impulsief geluid

Jan Haelters, Mia Devolder, Bob Rumes, Laurence Vigin en Alain Norro

Het heien van palen en de vernietiging van in zee terechtgekomen munitie (UxO), veroorzaken hoge geluidsniveaus die mogelijk schadelijk zijn voor in zee levende dieren. Er werd een tijdelijke verplaatsing van bruinvissen vastgesteld door het heien van palen voor offshore windturbines, maar het is niet bekend welke effecten dit heeft op een populatieniveau.

#### 2.9.1.1. Inleiding

Voor de toepassing van de KRMS wordt geluidsniveau uitgedrukt als nul tot piekniveau ( $L_{z-p}$ )<sup>9</sup>, uitgedrukt in dB re 1  $\mu$ Pa. Gezien het niet mogelijk is om brongeluid te meten, worden niveaus genormaliseerd tot het niveau op 750 m van de bron. Het milieudoel (met uitzondering van het vernietigen van UxO), is: 'Het niveau van antropogene impulsgeluiden is kleiner dan 185 dB re 1  $\mu$ Pa (nul tot max. SL) op 750 m van de bron.'

OSPAR heeft een beoordeling gemaakt van impulsief geluid door middel van het *OSPAR register for impulsive sound* (OSPAR, 2017) op basis van gegevens voor het jaar 2015.

Bepaalde antropogene activiteiten veroorzaken geluidsniveaus onder water die mogelijk schadelijk zijn voor zeedieren. De effecten zijn onvoldoende of niet gekend. Het onderzoek van de effecten van hoge geluidsniveaus onder water focust vaak op walvisachtigen, gezien deze zelf gebruik maken van onderwatergeluid voor communicatie en voedselzoeken, ze zeer gevoelig zijn voor hoge geluidsniveaus, en een beschermingsstatuut (met bijhorende verplichtingen) hebben.

#### 2.9.1.2. Achtergrond

De meest relevante bronnen van impulsief geluid in Belgische wateren zijn detonaties van niet ontplofte munitie (*Unexploded Ordnance* of UxO) en heien van funderingen voor offshore windparken (Figuur 2.70). Geotechnische

<sup>9</sup> Het nul tot piekniveau ( $L_{z-p}$ ) is de maximale waarde (ongewogen en uitgedrukt in dB re 1  $\mu$ Pa) die de geluidsdruk golf bereikt.

surveys in Belgische wateren genereren lagere niveaus van onderwatergeluid (Erbe & McPherson, 2017, Lurton, 2016) en worden niet verder behandeld.



*Figuur 2.70. Het heien van de funderingen van offshore windturbines genereert hoge onderwatergeluidsniveaus.*

Het onderwatergeluid gegenereerd tijdens heioperaties voor de constructie van offshore windmolenparken heeft een hoog bronniveau. De drukgolf en de bijbehorende deeltjesbeweging ('particle motion') kunnen schadelijk zijn voor mariene biota. De best onderzochte dieren met betrekking tot de effecten van geluidsdruk gegenereerd door heien zijn walvisachtigen, die sterk afhankelijk zijn van geluid om te communiceren, te navigeren, roofdieren te vermijden en naar voedsel te zoeken, maar de resultaten van onderzoek tonen ook schadelijke gevolgen aan voor vissen (Debusschere et al., 2016). Het heigeluid kan mogelijk door zeezoogdieren worden

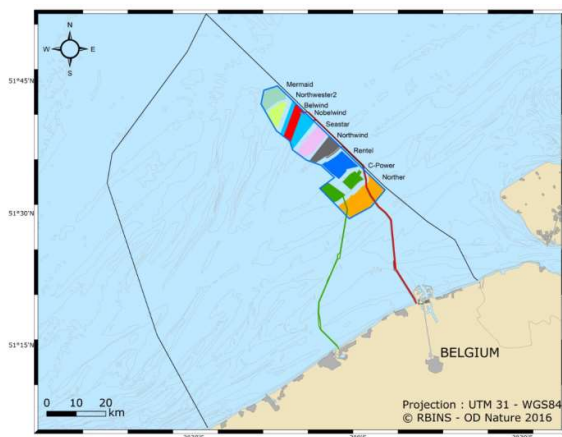
gedetecteerd tot een afstand van bijna 100 km (Thomsen et al., 2006). Voor de bruinvis kan impulsief geluid in theorie effecten hebben die uiteenlopen van de dood nabij de geluidsbron tot permanente gehoordrempelverschuivingen, tijdelijke gehoordrempelverschuivingen, en -maskering en verstoring verder weg. De bruinvis, als een klein endotherm dier dat in een relatief koude omgeving leeft, moet bijna continu foerageren. Effecten van een herhaalde verplaatsing zijn onbekend.

Tijdens en na Wereldoorlog I en II kwamen grote hoeveelheden munitie in zee terecht: de munitie ging verloren of werd opzettelijk op zee achtergelaten. Deze munitie omvat conventionele munitie zoals bommen, granaten, torpedo's en mijnen, evenals fosforbrandbommen en chemische munitie. Historische gegevens over de hoeveelheden gedumpte munitie en hun locatie is beperkt. Gedumpte munitie vormt een bedreiging voor de menselijke gezondheid en het mariene milieu, o.a. voor wat betreft onderwatergeluid. Dit onderwerp wordt in het rapport behandeld omdat het aannemelijk lijkt dat bij detonaties de drempelwaarde voor impulsief geluid overschreden worden.

In de Berichten aan Zeevarenden wordt informatie gegeven over het melden van het aantreffen van UxO in uitvoering van OSPAR-aanbeveling 2010-10. Het doel hiervan is het rapporteren van vondsten van UxO te bevorderen (OSPAR, 2004; 2010) en het nemen van passende maatregelen te vergemakkelijken. De aanwezigheid van UxO vormt niet alleen een probleem voor visserij, maar ook voor ander gebruik van de zee, zoals het leggen van kabels en pijpleidingen, de bouw van windparken, baggeren en zand- en grindwinning.

### 2.9.1.3. Geografisch gebied

Impulsief geluid werd beoordeeld in het gebied van het BDNZ waar windturbines worden gebouwd (Figuur 2.71).



Figuur 2.71. Locatie van geplande en bestaande offshore windmolenparken. Begin 2017 waren C-Power, Northwind, Nobelwind en Belwind operationeel (source: <https://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/>).

### 2.9.1.4. Methodologie

Impulsief onderwatergeluid (geluidsdruk) werd gemeten tijdens heilwerkzaamheden in het kader van de constructie van offshore windparken op verschillende afstanden van de heillocatie. Ten minste één gekalibreerde hydrofoon en een opnameketen werd ingezet vanuit een kleine boot, type RHIB, bij drift (Lagrangiaanse benadering) (Haelters, 2008; Norro et al., 2013; OSPAR, 2014; Dekeling et al., 2014). Om ongewenst geluid van de boot zelf te voorkomen, waren de motoren en andere apparatuur die onderwatergeluid genereert zoals de dieptemeter, uitgeschakeld. De metingen werden uitgevoerd bij gunstige weersomstandigheden, met beperkte wind en een lage zeeegang. De positie van de boot werd constant geregistreerd met behulp van een GPS-systeem, dat samen met de heillocatie de informatie genereerde over de afstand van de meting tot de geluidsbron.

Het opnametoestel werd ingesteld op de hoogst mogelijke bemonsteringsfrequentie (44.100 Hz). Met behulp van referentiesignalen werden het geluidsniveau en de frequentieverdeling (spectrale analyse) van geselecteerde delen van de opnamen geanalyseerd. Het nul tot piekniveau ( $L_{z-p}$ ) werd berekend met behulp van MATLAB. Op basis van metingen op verschillende afstanden werd een propagatiemodel ontwikkeld, waarmee het mogelijk was om het geluidsniveau op elke afstand te extrapoleren, waaronder de genormaliseerde afstand van 750 m tot de bron (Norro et al., 2013). Details van de methodologie zijn te vinden in bijlage.

Aan de hand van gegevens en schattingen in literatuur (vb. Lucke et al., 2009; Brandt et al., 2011; Dähne et al., 2013; Southall et al., 2007; Tougaard et al., 2014), werd een beoordeling gemaakt van de afstand waarop bruinvissen potentieel verstoord werden. Studies hebben aangetoond dat bruinvissen waarschijnlijk TTS zouden vertonen bij een ontvangen geluidsdruk niveau boven 200 dB (piek-piek) re  $1\mu\text{Pa}$  of een akoestisch blootstellingsniveau (SEL) boven 164 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$  (Lucke et al., 2009). Bailey et al. (2010) vermoeden dat bij een niveau ( $L_{z-p}$ ) van 149 dB re  $1\mu\text{Pa}$  ernstige verstoring ('wegvluchten van de bron') zou voorkomen.

De OSPAR-beoordeling is gebaseerd op het *Impulsive Noise Register* dat in 2016 werd gecreëerd en door ICES wordt beheerd. Deze eerste beoordeling is enkel gebaseerd op gegevens van 2015 en geeft een overzicht van de verspreiding en intensiteit van de bronnen van impulsief geluid.

Voor de vernietiging van UxO op het BDNZ werden geen geluidsmetingen onder water uitgevoerd, maar von Benda-Beckmann (2015) geeft aan dat het – afhankelijk van de hoeveelheid springstof aanwezig – mogelijk negatieve effecten heeft op zeezoogdieren. Een register van dergelijke evenementen wordt bijgehouden maar het exacte TNT equivalent is onbekend.

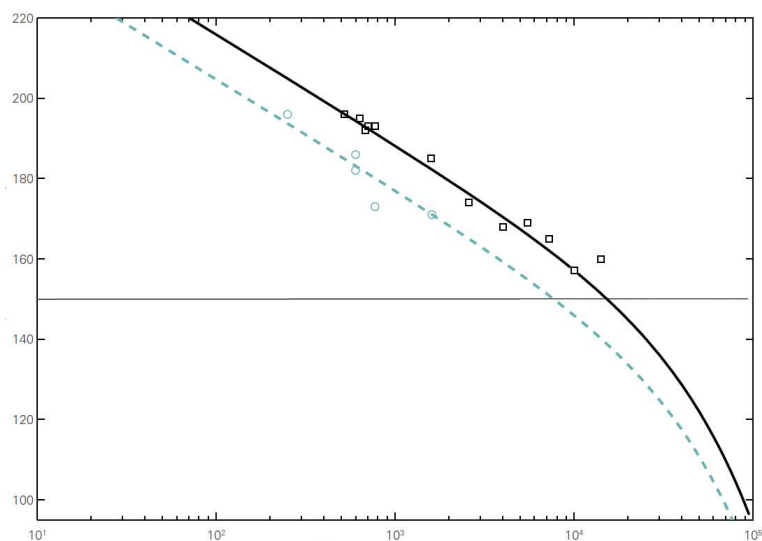
#### 2.9.1.5. Resultaten en trend

##### Heien

Het onderwatergeluid werd beschreven als het nul tot piek geluidsniveau ( $L_{z-p}$ ), het ongewogen akoestisch blootstellingsniveau (Sound Exposure Level) en het cumulatieve SEL. Het spectrum werd beschreven met behulp van 1/3 octaaf spectra.

Het gemeten niveau voor monopile funderingen, genormaliseerd naar 750 m van de bron, bereikte 198 dB re  $1\mu\text{Pa}$  (179-198 dB), met de hoogste niveaus voor palen met een diameter van 5 m. Het heien van jacketfunderingen genereerde een niveau van 189 dB re  $1\mu\text{Pa}$  (172-189 dB) (Figuur 2.72, Tabel 2.36). Bijna identieke spectra werden gemeten voor beide funderingstypen. Het heien van jacketfunderingen duurde ongeveer 2,5 keer langer dan de tijd nodig voor monopiles (gemiddeld 120 minuten en 3010 slagen voor een monopaal, 319 minuten en 9476 slagen voor een jacketfundering; Norro et al., 2013).

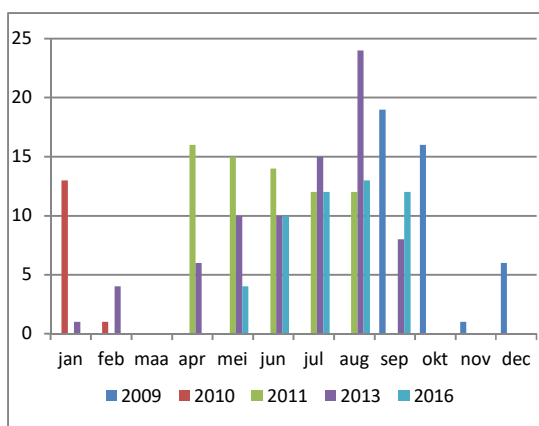
Tot eind 2016 werden in totaal 226 windturbines en 4 offshore hoogspanningsstations gebouwd, waarvan 180 op monopiles en 50 op jacketfunderingen. Daarnaast werden 6 windturbines geplaatst op gravitaire funderingen (Brabant & Rumes, 2016; Figuur 2.73).



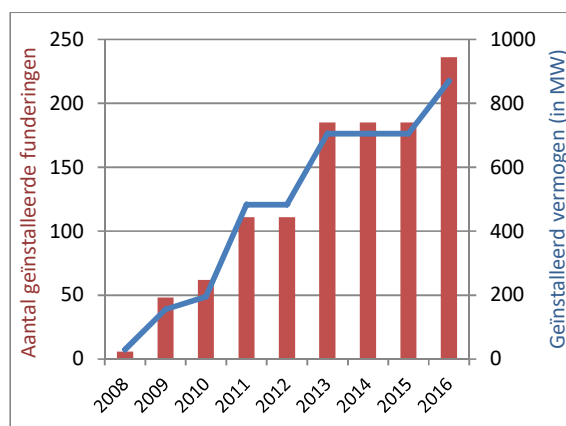
Figuur 2.72.  $L_{z-p}$  (dB re  $1\mu\text{Pa}$ ) tegenover afstand van de bron (m, X-as) zoals gemodelleerd voor monopiles (lijn) en jacket funderingen (stippellijn); de metingen zelf zijn aangegeven met vierkantjes (monopiles) en cirkels (jacketfunderingen); het verwachte niveau en bijhorende afstand voor een belangrijke verstoring van bruinvissen volgens Bailey et al (2010) wordt aangegeven door een horizontale lijn (Norro et al., 2013b).

Tabel 2.36. Resultaten van metingen van onderwatergeluid tijdens heiwerkzaamheden: extrapolatie van  $L_{z-p}$  @ 750 m en SEL (zonder geluidsmitigatie) (Bron: KBIN).

Plaats en datum	Pile ID	Afstand tot heien (m)	Piek niveau $L_{z-p}$ (dB re 1 $\mu$ Pa)	Genormaliseerd niveau $L_{z-p}$ @750m (dB re 1 $\mu$ Pa)	Genormaliseerd max. SEL @750m (dB re 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> s)
Bligh Bank, 26/09/2009, monopaal	A02	3000	177	186	164
	A02	4820	177	189	166
	A02	6990	166	180	164
Bligh Bank, 15/01/2010, monopaal	B10	14150	159	194	166
	B10	1580	185	190	162
	B10	770	193	193	166
Thorntonbank, 11/05/2011, jacket fundering	CG3	250	192	185	174
	CG3	500	187	189	178
	CG3	250	196	186	175
Thorntonbank, 12/07/2011, jacket fundering	CB6	600	182	180	159
	CB6	1700	175	172	151
	CB6	750	172	176	152
	CB6	1600	171	180	157
Northwind 24/07/13	D06	1140	193	196	
Nobelwind 17/08/16	H03	860	197	198	174
Nobelwind 18/08/16	H01	1600	192	197	171
Nobelwind 30/08/16	H05	2100	190	196	172
Nobelwind 27/08/16	H06	2000	184	190	166
Nobelwind 31/08/16	H07	3400	181	191	169

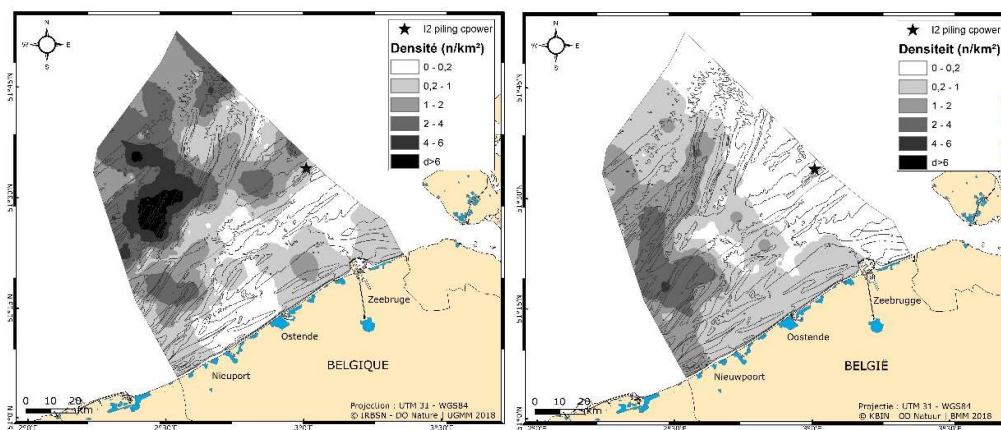


Figuur 2.73. Aantal dagen met heien per jaar en per maand.



Figuur 2.74. Aantal geïnstalleerde funderingen (cumulatief) en geïnstalleerd vermogen (cumulatief) tussen 2008 en 2016.

Met behulp van de criteria vermeld in Bailey et al. (2010) voor ernstige verstoring ( $155 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa } L_{p-p}$ ), en deze voorgesteld door Tougaard et al. (2014) voor verstoring, kunnen we vermoeden dat verstoring van bruinvissen optrad tot meer dan 20 km bij de constructie van monopalen. Een aantal luchtsurveys die voor, tijdens en na heilactiviteiten werden uitgevoerd, suggereerden dat bruinvissen een gebied tot 20 km van een heillocatie vermeden (Haelters et al., 2015; Figuur 2.75). Het aantal dagen waarin heien plaatsvond (Figuur 2.73) kan gebruikt worden als een proxy voor het aantal dagen met verstoring.



Figuur 2.75. Dichtheidsverdeling van bruinvissen geëxtrapoleerd uit waarnemingen tijdens luchtsurveys vóór heien op de Thorntonbank op 29 maart 2011 (links) en tijdens heien op 16 april 2011 (rechts), waarbij de ster de heillocatie aangeeft (Haelters et al., 2015).

Gezien de gemeten en gemodelleerde geluidsniveaus, de beoordeling van de verstoringafstand voor bruinvissen tijdens het heien en hun seizoensgebonden dichtheid (zie Descriptor 1), werden een aantal maatregelen genomen om blootstelling en gevolgen voor bruinvissen te beperken:

- Indien het onderwatergeluidsniveau ( $L_{z-p}$ ) tijdens het heien hoger is dan  $185 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}$  op 750 m van de bron, moeten geluidsmitigerende maatregelen toegepast worden, zoals bellengordijnen of een alternatieve techniek die minder geluid produceert.
- Heien mag niet plaatsvinden tussen 1 januari en 30 april, de periode met de hoogste dichtheid aan bruinvissen in Belgische wateren (deze maatregel werd van kracht vanaf 2014).
- Om blootstelling te voorkomen, moeten preventieve maatregelen worden toegepast, zoals akoestische afschrikmiddelen en een procedure voor het geleidelijk aan verhogen van de energie van de heihamer.
- Heien kan niet starten of verder gezet worden indien zeezoogdieren worden waargenomen in de buurt van de heillocatie (200 - 500 m, afhankelijk van de zichtbaarheid en de soort zeezoogdieren).

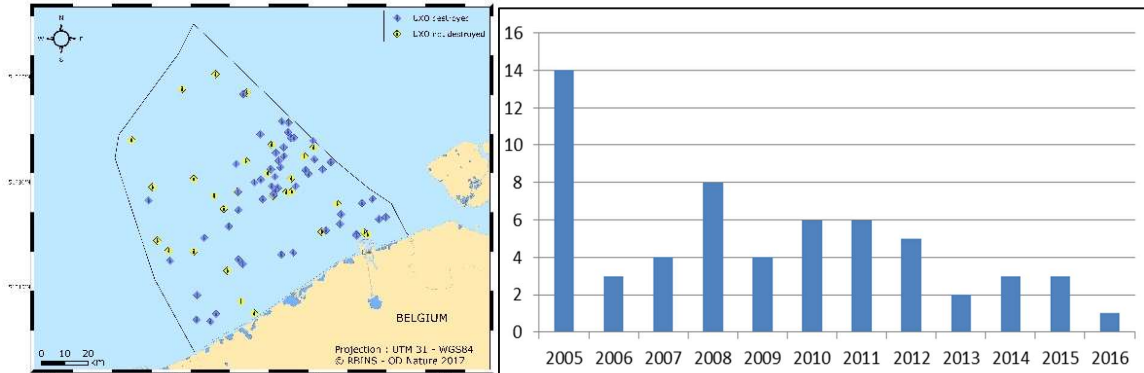
#### Vernietiging van UxO

Volgens literatuur kan detonatie van UxO effecten hebben op organismen, inclusief gewervelde dieren (Koschinski, 2011). Dit is moeilijk praktisch vast te stellen, omdat het meestal om een explosie gaat met een onbekend TNT-equivalent, en effecten op afstand kunnen optreden en sublethaal kunnen zijn. Vermoedelijk is



het geluid (minstens) van eenzelfde grootte-orde dan van heien.

In Figuur 2.76 wordt een overzicht gegeven van vondsten van UxO op zee, inclusief deze die uiteindelijk ter plaatse vernietigd werden. Figuur 2.77 geeft een overzicht van het aantal vernietigingen van UxO op zee per jaar.



Figuur 2.76. Ontmoetingen met Uxo tussen 2005 en juni 2016 (data Belgische Marine - BENECCOP).

Figuur 2.77. Aantal vernietigingen van Uxo per jaar tussen 2005 en juni 2016 (data Belgische Marine – BENECCOP).

#### 2.9.1.6. Conclusies

De belangrijkste bronnen voor impulsief geluid in Belgische wateren tussen 2011 en 2016 waren heien en explosies van verloren gegane springstoffen (UxO). Er werden geen metingen van onderwatergeluid uitgevoerd tijdens de detonatie van UxO en hun aantal was relatief laag. Sinds 2009 werden 226 funderingen van offshore windturbines en de funderingen van 4 offshore hoogspanningsstations in de zeebodem geheid. Deze activiteiten kunnen gebruikt worden als proxy voor het aantal keren dat de norm overschreden werd en bruinvissen verstoord werden over een gebied met een straal van ongeveer 20 km.

Als gevolg van de resultaten van monitoring, die aangaven dat het geluidsniveau  $L_{z-p}$  van 185 dB re  $1\mu Pa$  (genormaliseerd naar 750 m van de bron) werd overschreden, worden geluidsbeperkende maatregelen opgelegd voor de constructie van toekomstige windparken. Mogelijkheden zijn alternatieven voor heiwerkzaamheden en/of de inzet van een geluidsreducerende techniek zoals een bellengordijn. Daarnaast werden de afgelopen jaren al andere maatregelen genomen om blootstelling van zeezoogdieren aan hoge onderwatergeluidsniveaus te voorkomen. Dat zijn onder meer het gebruik van een *ramp-up* procedure, het toepassen van akoestische afschrikmiddelen en een periode waarin geen heien mag plaatsvinden (januari tot april). Deze moeten het aantal blootgestelde dieren beperken. Het blijft echter onbekend wat de gevolgen zijn voor bruinvissen op individueel of populatieniveau.

Gezien:

- (1) de mobiliteit van bruinvissen;
- (2) de beperkte oppervlakte van BDNZ tegenover het verspreidingsgebied van de bruinvis; en
- (3) de resultaten van het SCANS III-onderzoek (zie descriptor 1) dat geen afname of toename van het aantal bruinvissen in de Noordzee liet zien en daarnaast aantoonde dat de verschuiving van de

distributie van bruinvissen in de Noordzee van het noordwesten naar het zuiden tussen 1994 en 2005 werd gehandhaafd (met de hoogste dichtheden in de zuidwestelijke Noordzee en in het noorden en oosten van Denemarken; (Hammond et al., 2017);

kan worden geconcludeerd dat het onwaarschijnlijk is dat significante populatie-effecten hebben plaatsgevonden door het heien.

#### 2.9.1.7. Kwaliteitsaspecten

Het meten van onderwatergeluid is complex door onder meer het gebruik van verschillende technieken en eenheden die gegevens genereren die niet altijd vergeleken kunnen worden (Ainsly, 2011). Complicerende factoren zijn bijvoorbeeld het *zelf-geluid* gegenereerd door de hydrofoon en de kabel, stroom- en golfwerking, diepte van de hydrofoon en het gebruikte systeem. De modellen afgeleid van metingen geven een schatting, maar variabelen zoals waterdichtheid, lokale geologie, onderwaterlandschap, diepte, gebruikte hydraulische hamerenergie, dikte van de paalwand, etc., hebben invloed.

Om de methodologie voor het meten, uitdrukken en beoordelen van onderwatergeluid te standaardiseren, bereidt OSPAR een gecoördineerd milieumonitoringprogramma voor (OSPAR, 2017).

Er bestaat veel onzekerheid over het effect op zeezoogdieren. De meeste gepubliceerde informatie duidt op vermijdingsafstanden voor bruinvissen van ongeveer 20 km tijdens heien waarbij geen maatregelen voor geluidsbeperking zijn genomen. Er bestaat echter veel discussie over de effecten van dergelijke verstoring, die zich eventueel enkele keren na elkaar voordoet, op individuele dieren en op de populatie, en over het geluidsniveau waarbij bruinvissen worden verstoord (Tougaard et al., 2014).

#### 2.9.1.8. Data

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)). Kaarten (inclusief shapefiles) zijn beschikbaar op <https://odnature.naturalsciences.be/marine-atlas/>.

#### 2.9.1.9. Referenties

- Aguilar de Soto, N., Delorme, N., Atkins, J., Howard, S., Williams, J. & Johnson, M., 2013. Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. *Scientific Reports*, 3, 2831.
- Ainslie, M.A., 2011. Standard for measurement and monitoring of underwater noise, Part I. Physical quantities and their units. TNO Report TNO-DV 2011 C235.
- Bailey, H., Senior, B., Simmons, D., Rusin, J., Picken, G. & Thompson, P.M., 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin* 60(6): 888–897.
- Brabant, R., Rumes, B., Degraer, S., 2016. Offshore renewable energy development in the Belgian part of the North Sea – 2016 In Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B., Vigin, L. (Eds.) (2016). Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section. p. 16-22.

- Brandt, M.J., Diederichs, A., Betke, K. & Nehls, G., 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421: 205-216
- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J. & Siebert, U., 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters* 8 (2): 025002.
- Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., Van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A., Andersson, M.H., André, M., Borsani, J.F., Brensing, K., Castellote, M., Cronin, D., Dalen, J., Folegot, T., Leaper, R., Pajala, J., Redman, P., Robinson, S.P., Sigray, P., Sutton, G., Thomsen, F., Werner, S., Wittekind, D. & Young, J.V., 2014. Monitoring guidance for underwater noise in European Seas, Part I: Executive Summary. JRC Scientific and Policy Report EUR 26557 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg; doi: 10.2788/29293
- Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., De Muynck, A., Sinha, A.K., Vandendriessche, S., Van Hoorebeke, L., Vincx, M. & Degraer, S., 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental pollution* 208: 747–57.
- Doom, M., Cornillie, P., Gielen, I. & Haelters, J., 2013. De invloed van geluidspollutie op zeezoogdieren [The impact of noise pollution on marine mammals]. *Vlaams Diergeneeskundig Tijdschrift* 82(5): 265-272.
- Haelters, J., Norro A. & Deblauwe, J.-P., 2008. Protocol en planning voor de monitoring van onderwatergeluid in het kader van de constructie en exploitatie van offshore windparken. Rapport van de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee (BMM), Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel. 6 pp.
- Haelters, J., Norro, A. & Jacques, T.G., 2009. Underwater noise emission during the Phase I construction of the C-Power windfarm and baseline for the Belwind wind farm. In: S. Degraer & R. Brabant (Eds.). *Offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Department MUMM, Chapter 3: 17-37.
- Haelters, J., Dulière, V., Vigin, L. & Degraer, S., 2015. Towards a numerical model to simulate the observed displacement of harbour porpoises *Phocoena phocoena* due to pile driving in Belgian waters. *Hydrobiologia* 756: 105-116.
- Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J., Øien, N., May 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. *SCANS III*
- Koschinski, S., 2011. Underwater noise pollution from munitions clearance and disposal; possible effects on marine vertebrates, and its mitigation. *Marine Technology Society Journal* 45(6): 80-88. DOI: 10.4031/MTSJ.45.6.2
- Lucke, K., Lepper, P.A., Blanchet, M.-A. & Siebert, U., 2009. Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *The Journal of the Acoustical Society of America* 125(6): 4060–4070.
- Nehls, G., Betke, K., Eckelmann, S. & Ros, M., 2007. Assessment and costs of potential engineering solutions for the mitigation of the impacts of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. COWRIE Report ENG-01-2007.

- Müller, A. & Zerbs, C., 2011. Offshore wind farms. Measurement instruction for waterborne sound measurements. Technical Report M88 607/5, Müller-BBM GmbH.
- Norro, A., Haelters, J., Rumes, B. & Degraer, S., 2010. Underwater noise produced by the piling activities during the construction of the Belwind offshore wind farm (Bligh Bank, Belgian marine waters). In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: early environmental impact assessment and spatio-temporal variability. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 37-51.
- Norro, A., Rumes, B. & Degraer, S., 2013a. Differentiating between underwater construction noise of monopile and jacket foundations for offshore windmills: a case study from the Belgian part of the North Sea. The Scientific World Journal Vol. 2013, Article ID 897624, 7 pp.
- Norro, A., Botteldooren, D., Dekoninck, L., Haelters, J., Rumes, B., Van Renterghem, T & Degraer, S., 2013b. Qualifying and quantifying offshore wind farm-generated noise. In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). Environmental impacts of the offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: learning from the past to optimize future monitoring programmes. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 62-69.
- OSPAR, 2004. A framework for developing national guidelines for fishermen on how to deal with encountered conventional and chemical munitions. OSPAR Commission, London. Agreement 2004-09.
- OSPAR, 2010. OSPAR framework for reporting encounters with conventional and chemical munitions in the OSPAR Maritime Area. OSPAR Commission, London, Recommendation 2010/20.
- OSPAR, 2014. Monitoring guidance for underwater noise in European seas. OSPAR Commission, London, Agreement 2014-08.
- OSPAR, 2017. Draft guidelines for monitoring and assessment of loud, low and mid-frequency impulsive sound sources in the OSPAR Maritime Region. EIHA 17/05/07, Meeting of the Environmental Impact of Human Activities Committee (EIHA), Cork (Ireland): 3 – 7 April 2017.
- Rumes, B., Erkman, A. & Haelters, J., 2016. Evaluating underwater noise regulations for piling noise in Belgium and The Netherlands. In Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (Eds.). Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. Environmental impact monitoring reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, Brussels. 37-48.
- Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J., Gentry, R., Green, C.R., Kastak, C.R., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A. & Tyack, P.L., 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations. Aquatic Mammals 33: 411–521.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. and Piper, W. (2006). Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.
- von Benda-Beckmann, A.M., Aarts, G., Özkan Sertlek, H., Lucke, K., Verboom, W.C., Kastelein, R.A., Ketten, D.R., van Bemmelen, R., Lam, F-P.A., Kirkwood, R.J. & Ainslie, M.A., 2015. Assessing the impact of underwater clearance of Unexploded Ordnance on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the southern North Sea. Aquatic Mammals 41(4): 503-523. DOI: 10.1578/AM.41.4.2015.503

## 2.9.2. Omgevingsgeluid onder water

Jan Haelters, Bob Rumes en Alain Norro

Toenemende menselijke activiteiten zoals scheepvaart, baggerwerken, zandwinning, visserij en het opwekken van energie uit wind tijdens de afgelopen eeuw, resulteren in een toenemend omgevingsgeluid onder water. Het is moeilijk om negatieve effecten op biota te beoordelen omdat deze subtiel en chronisch kunnen zijn. Door de momenteel beperkte dataset kan geen trend in omgevingslawaaniveaus bepaald worden. Een regionale aanpak betreffende monitoring en methodologie is in voorbereiding.

### 2.9.2.1. Inleiding

Het doel ivm omgevingsgeluid werd beschreven als: 'Er is geen positieve trend in de jaarlijkse gemiddelde omgevingslawaaniveaus binnen de 1/3-octaaftanden 63 en 125 Hz'.

De beoordeling moet in theorie gebaseerd zijn op metingen op continue, autonome meetstations. Het gebruik van modellering kan een bijkomend middel zijn om het te bepalen. Omgevingsgeluidsniveau wordt hier uitgedrukt als geluidsdruk (*Sound Pressure Level*, SPL, in dB re 1  $\mu$ Pa) en in nul tot piek geluidsniveau ( $L_{z-p}$ , in dB re 1  $\mu$ Pa).

Het geluidsdrukniveau (RMS, *Root Mean Square*) is een breedbandwaarde die één waarde voor de betreffende dataset oplevert. Het nul tot piek geluidsniveau daarentegen is een momentane waarde. Omgevingsgeluid is per definitie het geluid dat niet afkomstig is van een te identificeren antropogene bron. Verre antropogene activiteiten verhogen het niveau van omgevingsgeluid. Voor de indicator worden twee 1/3-octaaftanden beschouwd; 1/3-octaaftandanalyse wordt uitgevoerd volgens de norm IEC1260 (beschreven in Norro et al., 2013).

Op regionaal niveau werd geen beoordeling uitgevoerd.

### 2.9.2.2. Achtergrond

De antropogene bronnen van omgevingsgeluid bevinden zich meestal op relatief grote afstand van waar het geluid wordt gemeten. Meestal ontstaat het uit meerdere diffuse bronnen, zonder mogelijkheid om een individuele bron te identificeren, en geen van de bronnen domineert het ontvangen geluid. Het kan echter wel nuttig zijn om de toename in onderwatergeluid te identificeren, te kwantificeren en te beoordelen op basis van een aantal gekende bronnen, zoals operationele offshore windparken of scheepvaart.

Het is bewezen dat door antropogene activiteiten het omgevingsgeluidsniveau in zeeën en oceanen de afgelopen eeuw is toegenomen, met mogelijk negatieve effecten op biota. Negatieve effecten zijn echter erg moeilijk aan te tonen of te onderzoeken, omdat ze waarschijnlijk chronisch en sublethaal van aard zijn... Walvisachtigen, afhankelijk van geluid in hun dagelijks activiteiten (zie 2.9.1.2), moeten nu omgaan met een omgeving die steeds meer antropogene ruis bevat. Er is bijvoorbeeld aangetoond dat een aantal baleinwalvissen het volume van hun vocalisaties lijkt te verhogen in een omgeving met een hoog antropogeen geluid, of stopt met vocaliseren (Brandt et al., 2011). Mogelijk wordt hun communicatie over lange afstand belemmerd. Geluid is echter ook relevant

voor veel andere taxa. Het meten, interpreteren en beoordelen van onderwatergeluid, en specifiek van omgevingsgeluid, is moeilijk, en een groot aantal factoren, waaronder natuurlijke, beïnvloeden het.



*Figuur 2.78. Scheepvaart en zandwinning dragen bij tot de antropogene component van omgevingsgeluid onder water (KBIN/BMM).*

#### 2.9.2.3. Geografisch gebied

Metingen zijn uitgevoerd op de Bligh Bank en de Thorntonbank.

#### 2.9.2.4. Methodologie

Onderwatergeluid werd gemeten zoals beschreven bij impulsief geluid (zie 2.9.1). Met behulp van referentiesignalen werden het geluidsniveau en de frequentieverdeling (spectrale analyse) van geselecteerde delen van de opnamen geanalyseerd. Nul tot piek geluidsniveau (Lz-p), geluidsdrumniveau (SPL) en een spectrale analyse van geluidsdruk werden berekend met behulp van MATLAB. Factoren die van invloed zijn op omgevingsgeluidsniveaus, zoals windsnelheid, werden geregistreerd, evenals in een aantal gevallen de aanwezigheid van diverse types windturbine in de buurt.

Omgevingsgeluid onder water werd gemeten in het kader van de constructie van offshore windparken, als een T<sub>0</sub>-situatie voor de aanvang van de bouw (Henriet et al., 2006; Haelters et al., 2009). Antropogeen geluid van operationele offshore windturbines werd eveneens gemeten (Norro & Degraer, 2016), en hoewel in theorie ook de ‘stille’ delen van de metingen van onderwatergeluid tijdens heien (impulsgeluid) konden worden gebruikt voor een beoordeling van omgevingsgeluid, was dit in de praktijk niet mogelijk: (1) het geluidsveld wordt immers nog steeds gedomineerd door de scheepvaart in de buurt, en (2) de instrumentatie gebruikt voor het meten van heigeluid is niet voldoende gevoelig voor het beschrijven van omgevingsgeluid.

Het was niet mogelijk om het jaarlijkse gemiddelde omgevingsgeluidsniveau te evalueren. In de toekomst zal hiervoor een autonoom registratietoestel (Euleriaanse benadering) ingezet worden. België neemt deel aan het JOMOPANS-project<sup>10</sup>, dat aansluit op het ontwerp van het gezamenlijke monitoringprogramma voor de

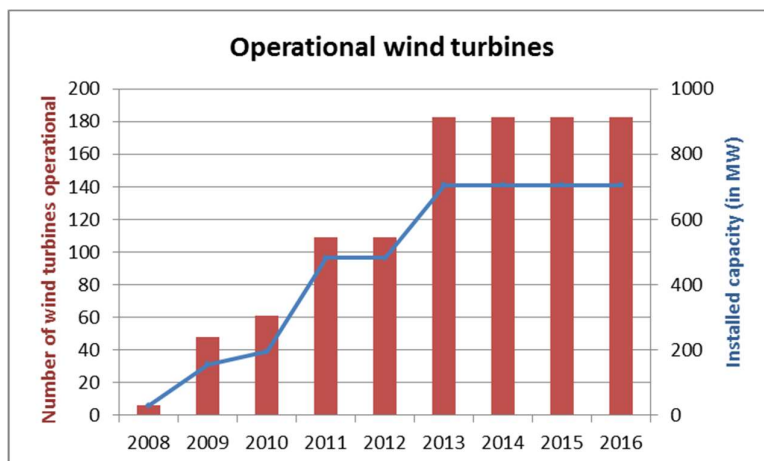
<sup>10</sup> <http://northsearegion.eu/jomopans/news/>

Noordzee (in het kader van OSPAR), met vereisten voor het uitvoeren van de monitoring van omgevingsgeluid op regionaal niveau.

#### 2.9.2.5. Resultaten en trend

Momenteel zijn enkel korte termijngegevens over omgevingsgeluidniveaus beschikbaar op 2 locaties. De omgevingsgeluidsniveaus (1/3 octaafband SPL) gemeten bij de Bligh Bank en bij de Thorntonbank varieerden van 95 tot 110 dB re 1  $\mu$ Pa in het 20 Hz tot 3 kHz frequentievenster, bij windkracht 2-3 Bft en een zeegang van 1-2. Het niveau nam af tot 80 dB re 1  $\mu$ Pa bij 10 kHz. Licht hogere waarden werden gemeten op de Thorntonbank, mogelijk als gevolg van de Interconnector en/of Zeepipe pijpleidingen, afwijkende meteorologische omstandigheden, lokale kenmerken in de onderwatertopografie en ad hoc scheepvaartverkeer (Henriet, 2006; Haelters et al., 2009). Tijdens de constructie van gravitaire funderingen (zonder heien), werd een geluidsniveau (breedband-SPL) van 115 dB re 1  $\mu$ Pa gemeten, iets boven het achtergrondniveau, waarschijnlijk als gevolg van een toename van scheepvaart en baggerwerkzaamheden in de omgeving (Norro et al., 2013b). Niveaus tijdens eb- of vloedstroom vertoonden geen significante verschillen.

Naast echte omgevingsgeluidsmetingen werden ook metingen uitgevoerd van geluid gegenereerd door operationele offshore windturbines. Het werd gemeten voor zowel jacket- als monopaal funderingen (Norro & Degraer, 2016). Het gegenereerde geluidsniveau steeg (bij lage windsnelheid) met toenemende windsnelheid. Monopaal funderingen genereerden een hogere SPL dan jacketfunderingen (10 dB re 1  $\mu$ Pa hoger; Norro et al., 2013b; Norro & Degraer, 2016). Het grootste deel van de energie werd geproduceerd tussen 60 Hz en 3 kHz. Norro & Degraer (2016) concludeerden dat lokaal turbines op jacket funderingen het breedband-SPL verhoogden met 11 dB re 1  $\mu$ Pa bij een windsnelheid van 10 m/s (van 122 dB tot 131 dB re 1  $\mu$ Pa), terwijl voor monopaal funderingen een toename van de SPL van 19 dB re 1  $\mu$ Pa bij windsnelheden van 10 m/s werd geregistreerd (van 120 dB re 1  $\mu$ Pa tot 139 dB re 1  $\mu$ Pa). Uit Norro et al. (2013a) kan worden afgeleid dat een afstand van een paar km nodig is om een breedbandniveau van ongeveer 140 dB tot 120 dB re 1  $\mu$ Pa te verminderen, wat betekent dat een operationeel windpark tot op die afstand kan worden gedetecteerd in het omgevingsgeluid; dit was ook het resultaat van het onderzoek uitgevoerd door Andersson (2011). Figuur 2.79 toont de toename van het aantal operationele offshore windturbines tussen 2008 en 2016, met in 2016 een geïnstalleerd vermogen van 900 MW.



Figuur 2.79. Aantal windturbines (cumulatief) en hun totaal geïnstalleerde vermogen (cumulatief) tussen 2008 en 2016.

Analyse van geluidsniveaus afkomstig van andere menselijke activiteiten die bijdroegen aan omgevingsgeluid werden niet uitgevoerd. Er is echter een grote hoeveelheid literatuur beschikbaar over onderwatergeluid gegenereerd door scheepvaart (bijv. Wenz, 1962; Merchant et al., 2012), visserij (bijv. Dahl, 2007; et al., 2016), en baggeren en zandwinning (bijv. de Jong et al., 2010; Robinson et al., 2012). Figuur 1.2 toont de localisatie van deze activiteiten op het BDNZ.

#### 2.9.2.6. Conclusies

Omgevingsgeluid onder water is de resultante van een natuurlijke en een antropogene component. Het heeft meerdere bronnen, die meestal niet kunnen worden geïdentificeerd. Het geluid van bekende en gelokaliseerde antropogene bronnen worden hieronder niet meegerekend, hoewel het begrijpen hiervan mogelijk onze kennis over omgevingsgeluid en trends vergroot. Het niveau van omgevingsgeluid is veel lager dan het niveau dat wordt gemeten in de buurt van impulsieve geluidsbronnen, zoals heien of explosies. Hoewel het moeilijk is om verhogingen van omgevingsgeluidsniveaus toe te schrijven aan specifieke menselijke activiteiten, is het duidelijk dat ze tijdens de vorige eeuw zijn toegenomen als gevolg van scheepvaart (McCarthy & Miller, 2002; Hildebrand, 2009), baggeren, zandwinning, visserij, het produceren van energie uit wind, enz. Wenz (1962) gaf al aan dat het maximum omgevingsgeluidsniveau gemeten bij lage windsnelheid en zeegang een piek vertoont van 100-110 dB re  $1\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$  bij 50 tot 200 Hz, wat waarschijnlijk vooral veroorzaakt wordt door scheepvaart op afstand.

Voor wat betreft offshore windenergieproductie is het onwaarschijnlijk dat diersoorten sterk worden beïnvloed, hoewel informatie erg schaars is. Bergström et al. (2014) stelde dat het onwaarschijnlijk is dat onderwatergeluid opgewekt door windturbines een reactie zou veroorzaken bij vissen of zeezoogdieren. Betke (2006), die operationeel geluid van kleine windturbines bepaalde, verwachtte dat geluid van een operationeel windpark niet meer zou worden gehoord door bruinvissen op 100 m van de turbine, en Ward et al. (2006) concludeerden dat de niveaus onvoldoende geacht werden om gehoorschade te veroorzaken bij zeezoogdieren. De onderwatergeluidsniveaus die mogelijk verstoring veroorzaken bij bruinvissen (of andere hoogfrequente walvisachtigen), geschat door Bailey et al. (2010), Tougaard et al. (2014) en Southall et al. (2007), zijn (veel) hoger



dan de niveaus gemeten bij operationele windturbines. Van Ginkel et al. (2017) stelden een aanpassing vast in de geluidsproductie (frequentie) van tuimelaars (*Tursiops truncatus*) als reactie op zeer variabele omgevingsgeluidniveaus, mogelijk om maskering te voorkomen. Gedragsreacties bij vissen, indien aanwezig, afkomstig van deeltjesbeweging, zouden slechts mogelijk zijn tot een afstand van enkele m van de turbine (Sigray en Andersson, 2011).

Voor deze indicator is een langetermijn gemiddelde nodig. Dit gemiddelde moet seizoenale en jaarlijkse trends omvatten. Een stijgende trend kan een weerspiegeling zijn van de toenemende scheepvaartdichtheid en andere menselijke activiteiten. Door middel van gegevens verzameld op vaste stations, gecombineerd met gegevens over scheepvaart, zandwinning, baggeren en windenergieproductie, enz., kan het omgevingsgeluidniveau in Belgische wateren in theorie in kaart worden gebracht. In werkelijkheid zou dit niveau echter verder worden beïnvloed door vele factoren die moeilijk te modelleren zijn, zoals lokaal onderwaterlandschap, substraat en ad hoc meteorologische omstandigheden (Knudsen et al., 1948).

Er is nauwelijks informatie over de impact op dieren en trends kunnen pas na decennia van monitoring gedetecteerd worden (Merchant et al., 2016). Een gecoördineerde monitoring van omgevingsgeluid voor het Noordzeegebied is in voorbereiding (JOMOPANS) om te komen tot een regionaal afgestemde beoordelingsmethode.

#### 2.9.2.7. Kwaliteitsaspecten

Het meten van onderwatergeluid is gecompliceerd en wordt bemoeilijkt door o.a. het gebruikte systeem, het geluid gegenereerd door de hydrofoon en de kabel zelf, en door natuurlijke factoren (stroom- en golfwerking, wind, regen...) (zie ook 2.9.1.7).

De gemeten eigenschappen van het ontvangen akoestische veld voor impulsgeluid kunnen direct worden verkregen en ze vereisen geen aanvullende informatie of een verwerking (zoals het maken van gemiddeldes, integratie of modellering). In een ideale situatie wordt het omgevingsgeluid onder water echter voortdurend gemeten op een minimaal aantal zorgvuldig gekozen locaties, waarbij de verkregen gegevens ingebracht worden in een gevalideerd akoestisch propagatiemodel gericht op het produceren van 'soundscape'-kaarten. In de praktijk zal één of een beperkt aantal referentie-locaties worden gekozen voor een toekomstige analyse van omgevingsgeluidsniveaus en -trends, dit conform een regionaal afgestemde methodologie die ontwikkeld zal worden.

#### 2.9.2.8. Data

Data en metadata zijn beschikbaar op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)). Kaarten (inclusief shape files) zijn beschikbaar op <https://odnature.naturalsciences.be/marine-atlas/>

#### 2.9.2.9. Referenties

- Ainlsy, M.A. (2011). Standard for measurement and monitoring of underwater noise, Part I: physical quantities and their units. TNO-DV 2011 C235. Betke, K. (2006). Measurement of underwater sound emitted by an offshore wind turbine at Horns Rev. ITAP report 13/02/2006. 19pp.
- Andersson, M., Sigraay, P. & Persson, L.K.G. (2011). Operational wind farm sound and shipping sound compared with estimated zones of audibility for four species of fish. *The Journal of the Acoustical Society of America* 129: 2498.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Rosenberg, R., Wahlberg, M., Åstrand Capetillo, N. & Wilhelmsson, D. (2014). Effects of offshore wind farms on marine wildlife—a generalized impact assessment. *Environmental Research Letters* 9: 034012 (12pp). doi:10.1088/1748-9326/9/3/034012
- Brandt, M.J., Diederichs, A., Betke, K. & Nehls, G., 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421: 205–216.
- Dahl, P.H., Miller, J.H., Cato, D.H. & Andrew, R.K. (2007). Underwater ambient noise. *Acoustics Today*, January 2007: 23-33.
- De Jong, C., Ainslie, M., Dreschler, J., Jansen, E., Heemskerk, E. & Groen, W. (2010). Underwater noise of trailing suction hopper dredgers at Maasvlakte 2: analysis of source levels and background noise. TNO Report TNO-DV 2010 C335.
- Erbe, C. & McPherson, C., 2017. Underwater noise from geotechnical drilling and standard penetration testing. *The Journal of the Acoustical Society of America* 142, EL281 (2017). doi.org/10.1121/1.5003328.
- Haelters, J., Norro A. & Deblauwe, J.-P. (2008). Protocol en planning voor de monitoring van onderwatergeluid in het kader van de constructie en exploitatie van offshore windparken. Rapport van de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee (BMM), Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel. 6 pp.
- Haelters, J., Norro, A. & Jacques, T.G. (2009). Underwater noise emission during the Phase I construction of the C-Power windfarm and baseline for the Belwind wind farm. In: S. Degraer & R. Brabant (Eds.). *Offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Department MUMM, Chapter 3: 17-37.
- Henriet, J.-P., Versteeg, W., Staelens, P., Vercruysse, J. & Van Rooij, D. (2006). Monitoring van het onderwatergeluid op de Thorntonbank: referentietoestand van het jaar nul, eindrapport. Studie in opdracht van het KBIN/BMM, rapport JPH/2005/sec15, Renard Centre of Marine Geology Ghent University, Belgium. 53 pp.
- Hildebrand, J.A., (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series* 395: 5-20. DOI: 10.3354/meps08353.
- Knudsen, V.O., Alford, R.S. & Emling, J.W. (1948). Underwater ambient noise. *Journal of Marine Research* 7: 410–429.
- Lurton, X., 2016. Modelling of the sound field radiated by multibeam echosounders for acoustical impact assessment. *Applied Acoustics* 101: 201-221. doi.org/10.1016/j.apacoust.2015.07.012.
- McCarthy, E. & Miller, J.H., (2002). Is anthropogenic ambient noise in the ocean increasing? *The Journal of the Acoustical Society of America* 112(5): 2262-2262. DOI: 10.1121/1.4779025

- Merchant, N.D., Witt, M.J., Blondel, P., Godley, B.J. & Smith, G.H. (2012). Assessing sound exposure from shipping in coastal waters using a single hydrophone and Automatic Identification System (AIS) data. *Marine Pollution Bulletin* 64(7): 1320-1329. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.05.004>
- Merchant, N.D., Brookes, K.L., Faulkner, R.C., Bicknell, A.W.J., Godley, B.J. & Witt, M.J. (2016). Underwater noise levels in UK waters. *Scientific Reports* 6: 36942. doi:10.1038/srep36942
- Norro, A., Rumes, B. & Degraer, S. (2013a). Differentiating between underwater construction sound of monopile and jacket foundations for offshore Wind turbines: A case study from the Belgian part of the North Sea. *The Scientific Journal* 2013, Article ID 897624. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/897624>.
- Norro, A., Botteldooren, D., Dekoninck, L., Haelters, J., Rumes, B., Van Renterghem, T & Degraer, S. (2013b). Qualifying and quantifying offshore wind farm-generated noise. In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). *Environmental impacts of the offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: learning from the past to optimize future monitoring programmes*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 62-69.
- Norro, A. & Degraer, S. (2016). Quantification and Characterisation of Belgian Offshore wind farm operational sound emission at low wind speeds. In S. Degraer, R. Brabant, B. Rumes & L. Vigin, 2016. *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. Environmental Impact monitoring reloaded*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 24-35.
- Norro, A. 2017. Characterization of the underwater sound emitted during the installation of monopile steel foundations at the Nobelwind offshore windfarm and cumulative effects. *MONWIN report 2017*, RBINS, Brussels.
- Robinson, S.P., Theobald, P.D., Lepper, P.A., Hayman, G., Humphrey, V.F., Wang, L-S. & Mumford, S. (2012). Measurement of underwater noise arising from marine aggregate operations. *The Effects of Noise on Aquatic Life: Advances in Experimental Medicine and Biology*, 730 (VII): 465–468. DOI: 10.1007/978-1-4419-7311-5\_105
- Sigray, P. & Andersson, M.H. (2011). Particle motion measured at an operational wind turbine in relation to hearing sensitivity in fish. *The Journal of the Acoustical Society of America* 130(1): 200-207.
- van Ginkel, C., Becker, D.M., Gowans, S. & Simard, P. 2017. Whistling in a noisy ocean: bottlenose dolphins adjust whistle frequencies in response to real-time ambient noise levels. *Bioacoustics*, 23 Aug 2017: 1-15. Doi: 10.1080/09524622.2017.1359670
- Ward, P.D., Harland, E. & Dovey, P. (2006). *Measuring ambient sound in relation to offshore windfarm characterisation*. QinetiQ 2006. 5 pp.
- Wenz, G.M. (1962). Acoustic ambient noise in the ocean: spectra and sources. *The Journal of the Acoustical Society of America* 34: 1936–1956.

### 3. Status van het mariene milieu

#### 3.1. Mariene biodiversiteit, voedselketens en integriteit van de zeebodem (D1, 4, 6)

Omwille van het sterke onderlinge verband en de overlap tussen de beschrijvende elementen “Biodiversiteit” (D1), “Voedselketens” (D4) en “Benthische habitats” (D6) worden deze samen behandeld voor de status-gerelateerde aspecten.

De Goede Milieutoestand voor de biodiversiteit, voedselketens en integriteit van de zeebodem wordt bereikt wanneer de status van het marien milieu aan de volgende voorwaarden voldoet:

- De habitattypes en de grootte, de spreiding en de toestand van de samenstellende soorten voldoen minimaal aan de onder de Initiële beoordeling van Belgische wateren (2012) beschreven toestand;
- De Goede toestand volgens de Kaderrichtlijn Water (meer bepaald Goede Ecologische Toestand), de Habitat- en Vogelrichtlijnen (meer bepaald gunstige staat van instandhouding) en het OSPAR verdrag (meer bepaald ecologische kwaliteitsdoelen) is bereikt. Zeldzame en bedreigde habitattypes en soorten, die in de bestaande regelgeving en verdragen zitten vervat, zijn beschermd zoals in die regelgeving en die verdragen wordt beoogd. De diversiteit binnen de verschillende componenten van de ecosystemen (meer bepaald plankton, benthos, vissen, zeevogels en zeezoogdieren) blijft behouden;
- Levensvatbare populaties van soorten zijn gevrijwaard, wat betreft de belangrijkste langlevende soorten die zich slechts traag voortplanten, evenals voor de toppredatorsoorten in alle habitattypes;
- De habitattypes zijn gevarieerd en productief op structureel en functioneel vlak.

De beoordeling gebeurde aan de hand van een reeks specifieke milieudoelen die een indicatie geven van de toestand van de zeebodem en de biodiversiteit op het BDNZ. Over het algemeen scoren de indicatoren matig tot slecht. De bodem en het bodemleven lijken vooral te lijden onder de visserij-activiteit, waardoor gemeenschappen afwijken van de referentiegemeenschappen en grote, langlevende soorten geen kans krijgen. De vogels halen ofwel de milieudoelen niet of vertonen een sterk negatieve trend met huidige dichtheden nog net boven de drempelwaarden. Het doel voor stekelrog, nl. een positieve trend in aantallen, is wel behaald. Door een gebrek aan referentiewaarden kan geen beoordeling worden gemaakt van de toestand van de bruinvis. Het milieudoel betreffende het bioturbatie-potentieel kon niet geëvalueerd worden op basis van de beschikbare gegevens en werd hierdoor aangepast voor een volgende beoordeling (zie rapport GMT en milieudoelen, 2018). In de Belgische mariene wateren worden geen reptielen en slechts een beperkt aantal koppotigen aangetroffen. Deze groepen zijn daarom niet opgenomen in de beschrijving van de huidige status en de uitwerking van de milieudoelen.

## 3.2. Zeevogels (D1)

### 3.2.1. Voorkomen van broedende zeevogels

Eric Stienen en Wouter Courtens

In de drie onderzochte OSPAR-regio's (Arctische wateren, Noordzee en Keltische zee; zie Figuur 3.1), dus ook in de Noordzee-regio waarin België zich bevindt, is het aantal broedende zeevogels sterk gedaald: meer dan 25% van de soorten bevindt zich momenteel onder het referentieniveau. Sinds 2005 wordt de goede milieutoestand in geen enkele OSPAR-regio meer behaald, in de Noordzee is dat al sinds 2000. Vooral visetende soorten die vlakbij het wateroppervlak foerageren doen het slecht.

#### 3.2.1.1. Inleiding

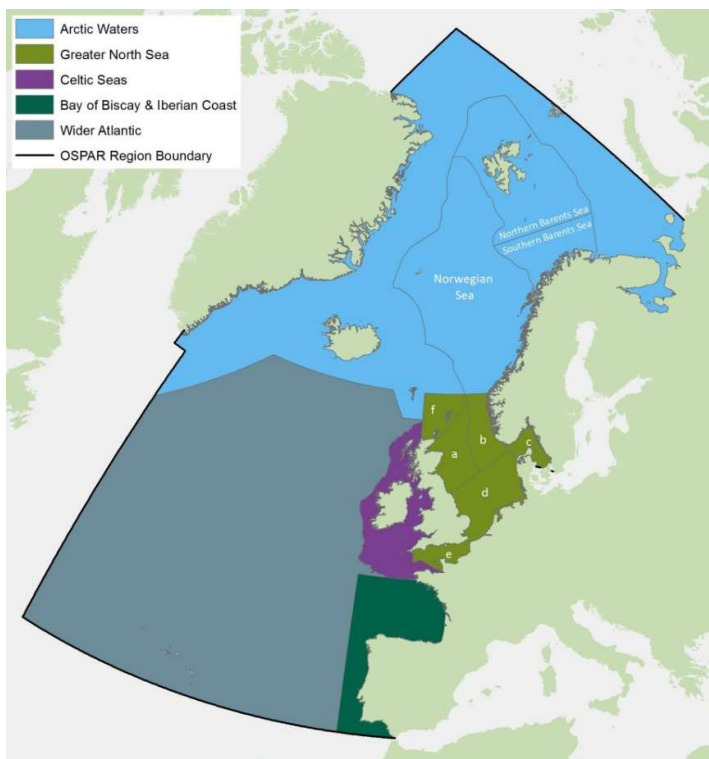
Het doel voor broedende zeevogels stelt dat veranderingen in hun dichtheid voor 75% van de gevolgde soorten binnen de beoogde grenzen moeten blijven. Deze doelstelling kadert in de biodiversiteitsdoelstelling van OSPAR om op lange termijn een gezonde populatie van zeevogels te waarborgen in de mariene wateren binnen de OSPAR-regio (OSPAR 2017). De monitoring van het aantal broedende zeevogels gebeurt op het niveau van de verschillende lidstaten, maar vanwege de grootschaligheid van de externe factoren die invloed hebben op het aantal zeevogels (bv. visserij) en de soms snelle uitwisseling tussen kolonies worden de analyses uitgevoerd op het niveau van de OSPAR-regio's. De Belgische gegevens worden geïntegreerd op het niveau van de gehele Noordzee.

#### 3.2.1.2. Achtergrond

Zeevogels broeden in kolonies en zijn daardoor vaak relatief gemakkelijk te tellen. Veranderingen in de aantallen kunnen duiden op de invloed van verschillende antropogene effecten en de monitoring ervan kan dienen als een "early-warning"-systeem op basis waarvan het beleid eventueel kan worden aangepast.

#### 3.2.1.3. Geografisch gebied

De monitoringsgegevens werden gegroepeerd in 5 geografische zones of OSPAR-regio's (Figuur 3.1), maar omdat er voor de regio's Golf van Biskaje en Iberische kust en het Atlantisch gebied onvoldoende gegevens zijn, werden die niet in de beoordeling opgenomen.



Figuur 3.1. Onderverdeling van de zeevogelgegevens in 5 regio's (overgenomen van OSPAR 2017).

#### 3.2.1.4. Methodologie

Van alle OSPAR-regio's werden gegevens verzameld van het aantal broedende zeevogels in de periode 1992-2015. De bijdrage van België bestond uit het aantal broedende stern en meeuwen langs de gehele kust en berust op jaarlijkse tellingen of schattingen van het aantal broedparen. De OSPAR-dataset werd geanalyseerd op het niveau van drie OSPAR-regio's: Arctische wateren, Noordzee en Keltische zee. Per soort werd een referentieniveau bepaald welke voorlopig werd gezet op de populatiegroottes in het startjaar van de monitoring (1992). De soorten werden onderverdeeld in functionele groepen: soorten die in het intertidaal foerageren, soorten die in de bovenste 2 meter van het water foerageren, soorten die dieper in de waterkolom foerageren, benthivore soorten en grazende soorten (voor meer details zie OSPAR, 2017). Voor elke soort werd een trendanalyse uitgevoerd. De aantallen mogen fluctueren binnen bepaalde grenzen (afhankelijk van de soort tussen 70% en 130% of tussen 80% en 130% van de referentiewaarde) maar als de aantallen zich buiten die grenzen bevinden, voldoet de soort in dat jaar niet aan het beoordelingscriterium. Wanneer meer dan 25% van de soorten niet aan het beoordelingscriterium voldoet, wordt de goede milieutoestand niet bereikt.

#### 3.2.1.5. Resultaten en trend

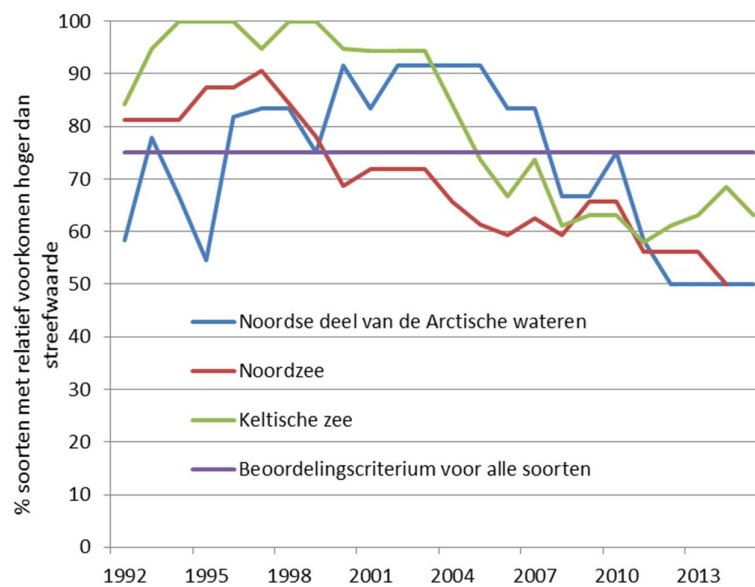
Onderstaande tabel toont per OSPAR-regio en per functionele groep (alsook voor het geheel van de groepen) het percentage van de soorten waarvoor de aantallen in 2014 niet aan het beoordelingscriterium voldoen. Voor geen enkele regio werd de goede milieutoestand behaald. Vooral de soorten die vlakbij het wateroppervlak

foerageren (o.a. sternen) doen het slecht in alle regio's, ook in de Noordzee-regio waartoe België behoort. In de Noordzee behaalden soorten die in de waterkolom foerageren (o.a. alkachtigen, duikers en Jan van gent) en de enige benthos-eter (de zwarte zee-eend) wel de goede milieutoestand.

De trend is voor alle regio's negatief (Figuur 3.2). Voor de Noordzee-regio wordt de goede milieutoestand al sinds 2000 niet meer bereikt.

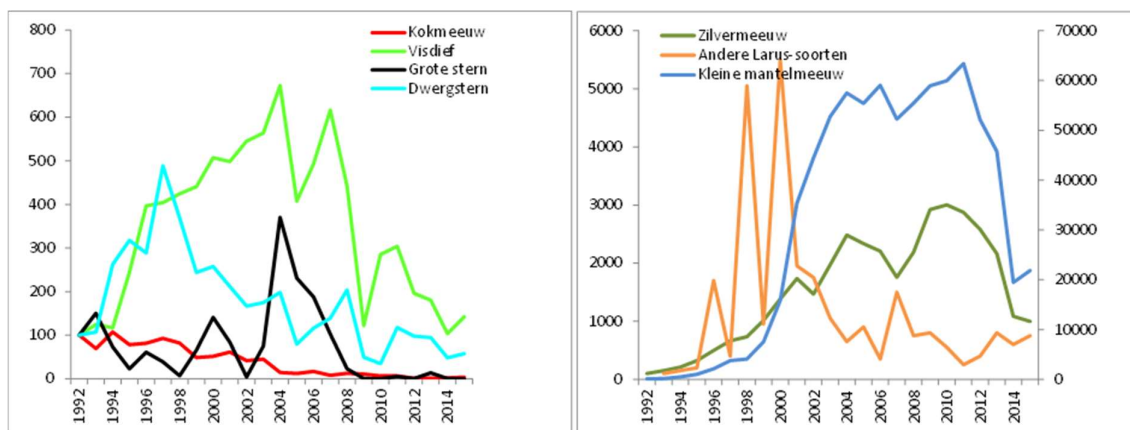
Tabel 3.1. Het percentage van de soorten dat aan het beoordelingscriterium voldeed in 2014. Wanneer de goede milieutoestand werd bereikt ( $\geq 75\%$ ) is de cel groen gekleurd, anders rood ( $< 75\%$ ) (overgenomen van OSPAR 2017).

Functionele groep	Aantal soorten dat aan het beoordelingscriterium voldeed (%)		
	Noorse deel van de Arctische wateren	Noordzee	Keltische zee
Steltlopers		40%	
Foeragerend aan de oppervlakte	40%	47%	50%
Foeragerend in de waterkolom	57%	75%	86%
Foeragerend op benthos		100%	
Grazers		0%	
Alle functionele groepen	50%	50%	63%



Figuur 3.2. Trend in het percentage van de soorten dat aan het beoordelingscriterium voldeed in de periode 1992-2015 (overgenomen van OSPAR 2017). Norwegian Arctic Waters = Noordse deel van de Arctische wateren, Greater North Sea = Noordzee, Celtic Seas = Keltische zee en Multi Species Assessment Value = Beoordelingscriterium voor alle soorten.

In België broedt slechts een beperkt aantal zeevogels. Soorten die op rotsachtige kusten broeden (zoals zeekoet, alk, drieteenmeeuw, noordse stormvogel etc.) komen hier niet voor. Wel is België van internationaal belang voor een aantal soorten die in zandig habitat broeden. Het aantal broedparen van drie sternensoorten (grote stern, visdief en dwergstern) en twee soorten grote meeuwen (zilvermeeuw en kleine mantelmeeuw) bedroeg in de periode 1992-2015 geregeld meer dan 1% (en in sommige gevallen veel meer) van de totale biogeografische populatie. Het voorkomen van internationaal belangrijke aantallen van deze soorten was de reden om het broedgebied en/of de aangrenzende foerageergebieden aan te wijzen als speciale beschermingszone in de zin van artikel 4 van de Vogelrichtlijn (Courstens & Stienen, 2004; Haelters et al., 2004; Degraer et al., 2010). Voor veel soorten nam het aantal broedparen langs de Belgische kust sterk toe na 1992 (Figuur 3.3), vooral omdat er bij de zeewaartse uitbreiding van de haven van Zeebrugge grote oppervlaktes geschikte broedterreinen beschikbaar kwamen die al snel werden gekoloniseerd (Stienen et al., 2017). De laatste jaren nemen de aantallen echter weer sterk af omdat er in de haven van Zeebrugge alsmaar meer terreinen verdwijnen of minder geschikt worden. Bovendien werd de belangrijkste sternkolonie nagenoeg volledig opgeruimd door landpredatoren (vooral vos). Na de aanwijzing van het vogelrichtlijngebied 'Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist' (Belgisch Staatsblad 12/09/2005) werden de vooropgestelde kwantitatieve en kwalitatieve instandhoudingsdoelstellingen nooit gehaald en dringt bijkomende bescherming zich op.



*Figuur 3.3. Veranderingen in het aantal broedende zeevogels langs de Belgische kust in de periode 1992-2015. Weergegeven is de trend in het aantal broedparen als percentage van het aantal in het referentiejaar 1992. Het percentage wordt voor alle soorten weergegeven op de linker Y-as, behalve voor de kleine mantelmeeuw. Andere Larus-soorten zijn stormmeeuw, geelpootmeeuw en zwartkopmeeuw.*

### 3.2.1.6. Conclusies

Op basis van de langdurige monitoring van het aantal broedparen blijkt dat het steeds slechter gaat met zeevogels in de drie OSPAR regio's (Arctische wateren, Noordzee en Keltische zee). Ook in de Noordzee-regio waarin België zich bevindt, is het aantal broedende zeevogels sterk gedaald en meer dan 25% van de soorten bevindt zich momenteel onder het referentieniveau. Sinds 2005 wordt de goede milieutoestand in geen enkele OSPAR-regio meer behaald en in de Noordzee is dat sinds 2000 het geval. Vooral visetende soorten die vlakbij het wateroppervlak foerageren doen het slecht, hetgeen een indicatie kan zijn dat de hoeveelheid pelagische vis



aan het wateroppervlak onvoldoende is voor een behoorlijk broedsucces.

Deze indicator is bedoeld om grootschalige veranderingen in zeevogelpopulaties in Europa op te volgen en is ongeschikt om op lokaal niveau uitspraken te doen over de toestand van de zeevogels. Dit neemt niet weg dat ook op Belgische schaal al geruime tijd sprake is van een sterke achteruitgang van de aantallen, dit ondanks het feit dat de meeste soorten een internationale beschermingsstatus genieten. De keuze om 1992 aan te duiden als referentiejaar is voor de Belgische situatie wat ongelukkig, omdat de nieuwe broedgebieden toen net waren gekoloniseerd en de aantallen over het algemeen nog aan een sterke opmars bezig waren. Niettemin blijkt duidelijk dat alle soorten inmiddels over hun hoogtepunt heen zijn en dit als gevolg van intrinsieke factoren die in de broedgebieden spelen (habitatvernietiging, achteruitgang van habitatkwaliteit en predatie). De lokale voedselsituatie lijkt hier geen rol in te spelen (Stienen et al., 2017). Vooral de achteruitgang van de drie sternensoorten is onrustwekkend omdat deze soorten zijn opgenomen in Bijlage I van de Vogelrichtlijn en een hoge beschermingsstatus genieten.

#### 3.2.1.7. Kwaliteitsaspecten

De monitoring en verwerking van de gegevens gebeuren volgens OSPAR richtlijnen (OSPAR 2017).

#### 3.2.1.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 3.2.1.9. Referenties

- Courtens, W., Stienen, E.W.M. 2004. Voorstel tot afbakening van een vogelrichtlijngebied voor het duurzaam in stand houden van de broedpopulaties van kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist. Advies van het Instituut voor Natuurbehoud, A.2004.100. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel
- Degraer, S., Courtens, W., Haelters, J., Hostens, K., Jacques, T., Kerckhof, F., Stienen, E., Van Hoey, G. 2010. Bepalen van instandhoudingsdoelstellingen voor de beschermde soorten en habitats in het Belgische deel van de Noordzee, in het bijzonder in beschermde mariene gebieden. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu. BMM, Brussel
- Haelters, J., Vigin, L., Stienen, E.W.M., Scory, S., Kuijken, E., Jacques, T.G. 2004. Ornithologisch belang van de Belgische zeegebieden: identificatie van mariene gebieden die in aanmerking komen als Speciale Beschermingszones in uitvoering van de Europese Vogelrichtlijn. Bulletin van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen. Biologie 74(Suppl.). Instituut voor Natuurbehoud/BMM, Brussel.
- OSPAR 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-birds/bird-abundance/>
- Stienen, E., Courtens, W., Van de walle, M., Vanermen, N., Verstraete, H. 2017. Monitoring van kustbroedvogels in de SBZ-V 'Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist' en de westelijke voorhaven van Zeebrugge tijdens het broedseizoen 2016. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2017 (21)

### 3.2.2. Dichtheid van vogels op zee

Eric Stienen en Nicolas Vanermen

Hoewel het merendeel van de niet-aasetende zeevogelsoorten op het BDNZ een afnemende trend vertoont, werd de goede milieutoestand in de periode 2011-2016 elk jaar bereikt.

Hoewel de teruggooi van gequoteerde commerciële soorten nog niet is verboden, namen de vijf aasetende soorten sterk af in de periode 2011-2016. Desondanks werd de goede milieutoestand in drie van de vijf jaren niet behaald, omdat de populatiegrootte op het BDNZ nog altijd hoger was dan het langjarig gemiddelde.

#### 3.2.2.1. Inleiding

Voor de zeevogels werden nog drie doelen betreffende hun dichtheden op zee beoordeeld, waarvan één doel voor de niet-aasetende zeevogelsoorten en twee doelen voor de aasetende zeevogelsoorten:

- De gemiddelde dichtheid per soort over een periode van vijf jaar is niet kleiner dan de gemiddelde populatiegrootte op lange termijn gedurende vijf opeenvolgende jaren voor minimaal de helft van de niet-aasetende zeevogelpopulaties.
- De gemiddelde dichtheid van de soorten op vijf jaar is niet groter dan de gemiddelde populatiegrootte op de lange termijn gedurende vijf opeenvolgende jaren voor minimaal drie van de aasetende zeevogelsoorten.
- Voor elk van de aasetende zeevogelsoorten zijn de gemiddelde aantallen over vijf jaar niet kleiner dan de minima vastgelegd in de Vogelrichtlijn met betrekking tot de gunstige staat van instandhouding.

Sinds 1987 worden gestandaardiseerde vliegtuigtellingen en sinds 1992 gestandaardiseerde scheepstellingen uitgevoerd (vooral met RV Belgica, RV Zeeleeuw en RV Simon Stevin) met als doel de dichtheden en verspreiding van zeevogels op het BDNZ in kaart te brengen en op te volgen. Op basis van deze tellingen wordt jaarlijks de gemiddelde dichtheid van 8 niet-aasetende (fuut, duiker sp., zee-eend sp., Jan van gent, dwergmeeuw, visdief, zeekoet en alk) en 5 aasetende vogelsoorten (drieteenmeeuw, stormmeeuw, zilverbmeeuw, kleine mantelmeeuw en grote mantelmeeuw) berekend en vergeleken met een vaste referentiewaarde, zijnde de gemiddelde dichtheid over een langere periode. Een goede milieutoestand wordt bereikt als de actuele dichtheid gedurende vijf opeenvolgende jaren voor tenminste 4 van de niet-aasetende soorten boven de gemiddelde dichtheid en voor tenminste 3 van de aasetende soorten onder de gemiddelde dichtheid ligt.

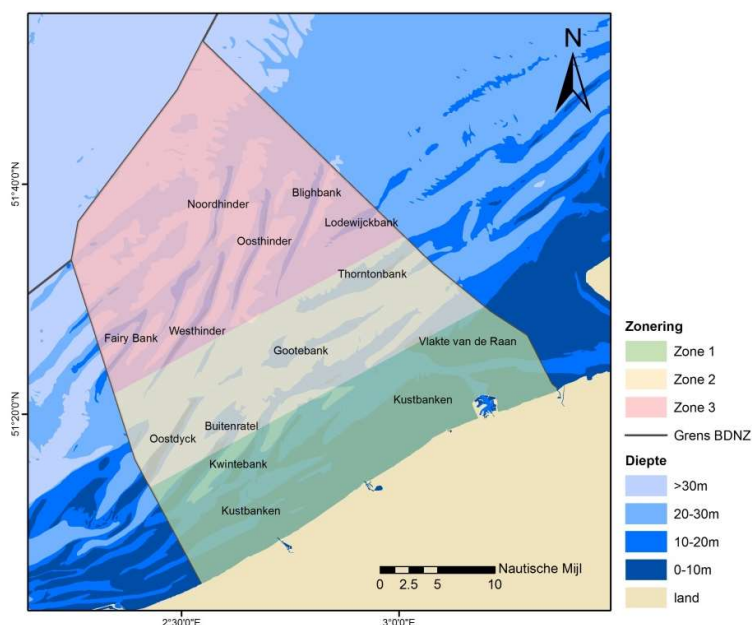
#### 3.2.2.2. Achtergrond

Op korte termijn kan de aanwezigheid en de verspreiding van zeevogels op het BDNZ heel sterke veranderingen vertonen (Seys, 2001), dit onder invloed van lokale (verstoring, variatie in voedselaanbod, etc.) en minder lokale factoren (aantallen elders, reproductief succes in de broedkolonies, weersomstandigheden, etc.). Langetermijnveranderingen in de aanwezigheid van zeevogels zijn, rekening houdend met aantalsontwikkelingen in de broedkolonies, vaak een indicatie dat iets is veranderd in het lokale voedselaanbod. Bij aasetende zeevogels bestaat dat tenminste voor een deel uit vis(resten) en ander organisch materiaal dat door vissers overboord

wordt gezet. Het valt daarom te verwachten dat de aasetende soorten bij het invoege treden van een verbod op de teruggooi van gequoteerde vissoorten op termijn achteruit zullen gaan en een populatiegrootte zullen bereiken dat meer in overeenstemming is met de natuurlijke draagkracht van het mariene ecosysteem.

### 3.2.2.3. Geografisch gebied

De zeevogeltellingen hebben betrekking op heel het BDNZ, maar werden onderverdeeld in drie zones (Figuur 3.4), waarbij: zone 1 = kustnabije zone tot ongeveer 9 mijl, zone 2 = 9–18 mijl uit de kust en zone 3 = verder dan 18 mijl.



Figuur 3.4. Onderverdeling van de zeevogeltellingen in drie zones in het BDNZ.

### 3.2.2.4. Methodologie

Zeevogeltellingen werden uitgevoerd vanaf schepen volgens de gestandaardiseerde ESAS-methode, die een “transect”-telling van zwemmende vogels combineert met zogenaamde “snapshot”-tellingen van vliegende vogels (Tasker et al., 1984) en waarbij een transect-breedte van 300 m werd gehanteerd (zie Vanermen et al., 2015 voor meer details). Omdat zeevogeldichtheden sterk seizoensafhankelijk zijn, werd voor elke soort één seizoen geselecteerd waarin de soort haar hoogste dichtheden bereikt. De tellingen werden gegroepeerd per 10 minuten en de verkregen 10-minuten-dichtheden werden na een correctie voor detectieafstand log-getransformeerd om uitschieters zoveel mogelijk te bufferen. Omdat zowel de telintensiteit als het voorkomen van bepaalde soorten sterk kan variëren in functie van de afstand tot de kust, werd het BDNZ onderverdeeld in drie zones (Figuur 3.4). Voor elke soort werden 1 of meerdere relevante zones geselecteerd waarbinnen de dichtheden werden berekend. Dit werd voor elke soort gedaan in het seizoen waarin deze de hoogste dichtheden bereikt in de geselecteerde zones. Voor het aantal overwinterende zee-eenden werden vliegtuigtellingen (totaal aantal aanwezig op het BDNZ) gebruikt omdat die niet goed zijn te tellen vanaf schepen.

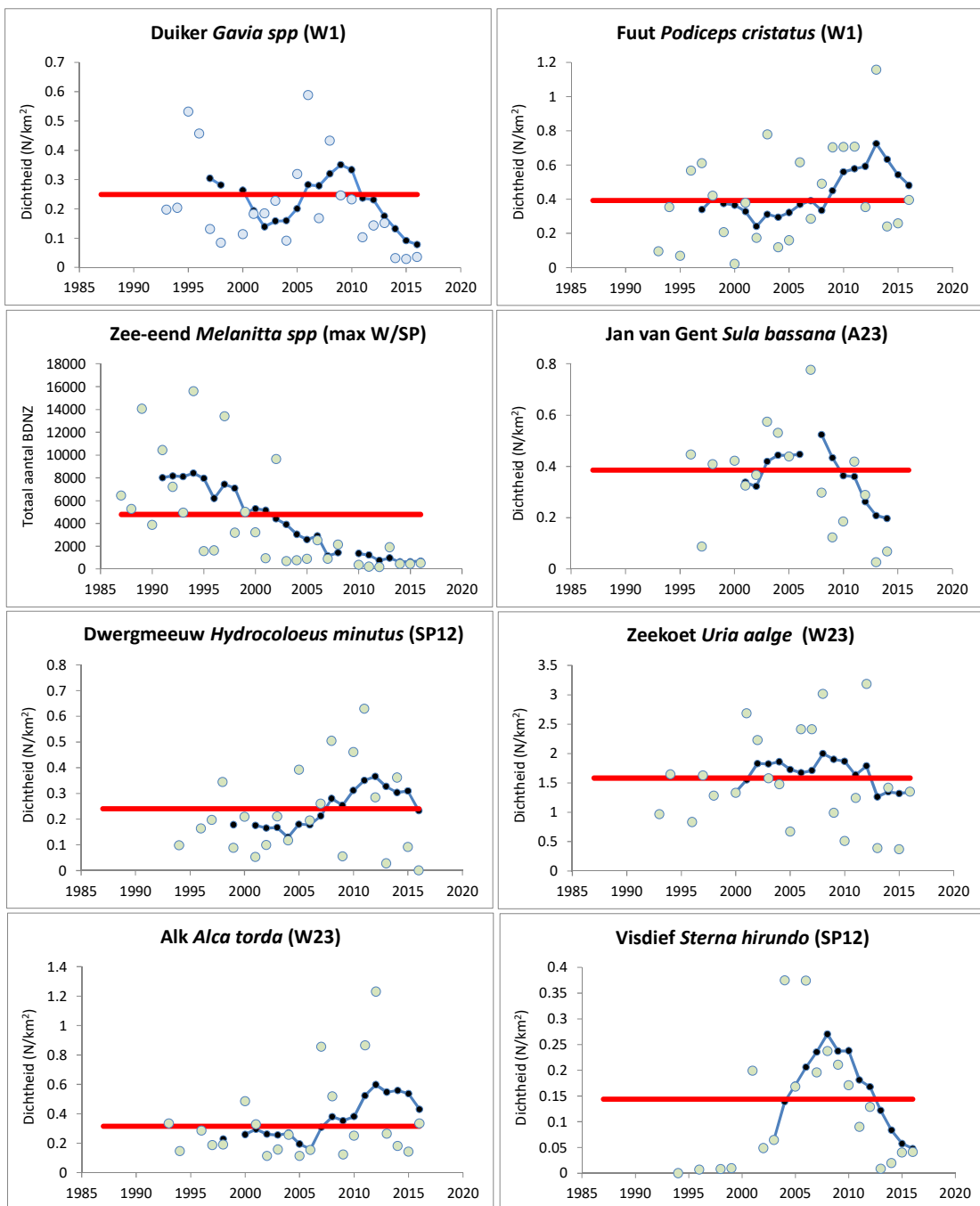
Per soort werd een referentiewaarde (langjarige gemiddelde dichtheid) berekend die voorlopig werd vastgelegd als het gemiddelde van de jaarlijkse dichtheden vanaf het begin van de tellingen (1992 of voor zee-eenden 1987) tot en met 2011. Voor elk jaar en voor elke soort werd vervolgens de gemiddelde dichtheid over een periode van vijf opeenvolgende jaren (of zes opeenvolgende wanneer er voor 1 tussenliggend jaar geen gegevens beschikbaar waren) berekend.

### 3.2.2.5. Resultaten en trend

#### **Niet-aasetende soorten**

De aanwezigheid van de 8 niet-aasetende zeevogels op het BDNZ vertoont sterk wisselende en verschillende trends (Figuur 3.5). Zee-eenden, die afhankelijk zijn van de aanwezigheid van kleine schelpdieren in ondiep water, vertonen sinds het begin van de tellingen een afnemende trend. Alle andere soorten kenden hun betere en slechtere periodes. De trend voor visdief wordt sterk beïnvloed door de grootte van de broedkolonie in Zeebrugge en Oostende, die in de periode 2000-2011 floreerde, maar daarna sterk achteruitging door gebrek aan predatorvrij broedhabitat (Stienen et al., 2017). Voor de overige soorten hangt de aanwezigheid op het BDNZ vooral samen met de plaatselijke voedselsituatie en de aantalsontwikkeling in de Engelse broedkolonies. Opvallend is dat veel soorten de laatste jaren een (lichte) afname vertonen.

Tabel 3.2 toont per soort de status van de gemiddelde dichtheid op het BDNZ over de voorbije 5 jaar in vergelijking met de langjarige gemiddelde dichtheid. Pas als in een bepaald jaar de dichtheden van meer dan 4 soorten niet-aaseters onder de referentiewaarde vallen (of in jaren dat er slechts 7 soorten werden geteld meer dan 3 soorten) wordt de goede milieutoestand niet bereikt. Dat gebeurde tot nu toe alleen in 2007. In de periode 2009-2013 waren er telkens minder dan twee soorten waarvan de dichtheid onder het langjarig gemiddelde lag. Daarna is er een stijging te zien in het aantal soorten dat de goede milieutoestand niet haalde.



Figuur 3.5. Veranderingen in de gemiddelde dichtheid (lichtblauwe bollen) en het vijfjarig gemiddelde (lijn) van niet-aasetende zeevogels op het BDNZ in de periode 1987-2016. De codes achter de soortnamen geven aan in welk seizoen (W = winter, SP = voorjaar, A = herfst) en op welke deelzones (1, 2 of 3 of een combinatie daarvan) de gegevens betrekking hebben (zie 3.2.2.4). De rode lijn toont de referentiewaarde.

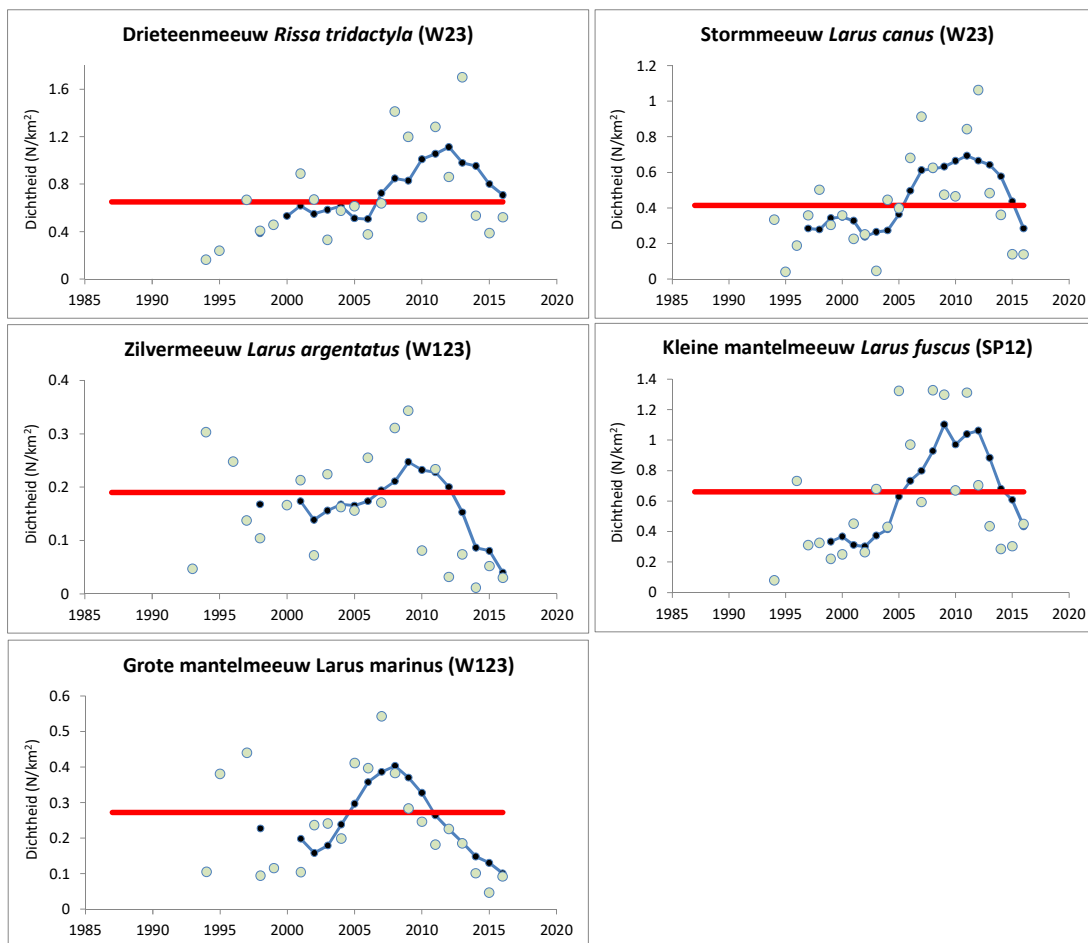
Tabel 3.2. Schematisch overzicht van de status van de vijfjarig gemiddelde dichtheid per niet-aaseter. Groen = vijfjarig gemiddelde dichtheid is lager dan de referentiewaarde, oranje = vijfjarig gemiddelde dichtheid is hoger dan de referentiewaarde maar niet langer dan 4 opeenvolgende jaren, rood = vijfjarig gemiddelde dichtheid ligt gedurende tenminste vijf opeenvolgende jaren boven de referentiewaarde. De laatste kolom geeft het percentage van het aantal soorten dat in een bepaald jaar niet voldeed aan het beoogde doel, waarbij rood = de goede milieutoestand werd niet bereikt en groen = de goede milieutoestand werd bereikt.

	Duiker <i>Gavia</i> <i>spp.</i> (W1)	Fuut <i>Podiceps</i> <i>crinitatus</i> (W1)	Zee-eend <i>Melanitta</i> <i>spp</i> (max W/SP)	Jan van Gent <i>Sula</i> <i>bassana</i> (A23)	Dwerg- meeuw <i>Hydrocolo</i> <i>eus</i> <i>minutus</i> (SP12)	Zeekoet <i>Uria aalge</i> (W23)	Alk <i>Alca</i> <i>torda</i> (W23)	Visdief <i>Sterna</i> <i>hirundo</i> (SP12)	% niet behaald
2002									0
2003									13
2004									25
2005									50
2006									38
2007									57
2008									25
2009									0
2010									13
2011									13
2012									13
2013									13
2014									25
2015									29
2016									29

#### Aasetende soorten

De aanwezigheid van de 5 aasetende zeevogels vertoont in grote lijnen een gelijkaardige trend (Figuur 3.6). In de beginjaren van de tellingen was de 5-jarige gemiddelde dichtheid van alle soorten eerder laag te noemen. Rond 2005 neemt die voor alle soorten toe, terwijl na 2012 de trend weer negatief is.

Tabel 3.3 toont per soort de status van de gemiddelde dichtheid op het BDNZ over de voorbije 5 jaar in vergelijking tot de langjarige gemiddelde dichtheid. Door de toenemende aantallen in de periode 2007-2010 kleuren de cellen voor alle soorten oranje of rood ('niet goed'), maar door de recente afname van de aantallen op het BDNZ is dat de laatste jaren voor de meeste soorten niet meer het geval. Pas als in een bepaald jaar de dichtheid van meer dan 2 aaseters boven de referentiewaarde liggen wordt de goede milieutoestand voor dat jaar niet bereikt (Tabel 3.3). Dat gebeurde jaarlijks in de periode 2010-2014 en daarna niet meer.



Figuur 3.6. Veranderingen in de gemiddelde dichtheid (lichtblauwe bollen) en het vijfjarig gemiddelde (lijn) van aasetende zeevogels op het BDNZ in de periode 1987-2016. De codes achter de soortnamen geven aan in welk seizoen (W = winter, SP = voorjaar, A = herfst) en op welke deelzones (1, 2 of 3 of een combinatie daarvan) de gegevens betrekking hebben (zie 3.2.2.4). De rode lijn toont de referentiewaarde.

Tabel 3.3. Schematisch overzicht van de status van de vijfjarig gemiddelde dichtheid per aaseter. Groen = vijfjarig gemiddelde dichtheid is lager dan de referentiewaarde, oranje = vijfjarig gemiddelde dichtheid is hoger dan de referentiewaarde maar niet langer dan 4 opeenvolgende jaren, rood = vijfjarig gemiddelde dichtheid ligt gedurende tenminste vijf opeenvolgende jaren boven de referentiewaarde. De laatste kolom geeft het percentage van het aantal soorten dat in een bepaald jaar niet voldeed aan het beoogde doel, waarbij rood = de goede milieutoestand werd niet bereikt en groen = de goede milieutoestand werd bereikt.

	<i>Rissa tridactyla</i> (W23)	<i>Larus canus</i> (W12)	<i>Larus argentatus</i> (W123)	<i>Larus fuscus</i> (SP12)	<i>Larus marinus</i> (W123)	% niet behaald
2002						0
2003						0
2004						0
2005						0
2006						0
2007						0
2008						0
2009						0
2010						60
2011						80
2012						80
2013						60
2014						60
2015						40
2016						20

### 3.2.2.6. Conclusies

#### Niet-aasetende soorten

Vooral de sterk negatieve trend voor zee-eenden is verontrustend, temeer omdat deze soortgroep volledig afhankelijk is van kleine scheldieren en de afname dus indicatief is voor een voortdurende achteruitgang in de aanwezigheid van kleine schelpdieren in onze kustzone. Ook de sterke afname van visdief spreekt boekdelen, maar deze hangt zoals vermeld samen met factoren die buiten het mariene milieu liggen. Het is niet helemaal duidelijk wat de trends bij de andere soorten bepaald. Meestal is dat een combinatie van veranderingen in de lokale voedselsituatie, de voedselsituatie elders en veranderingen in de grootte van de populatie. Een hoge dichtheid van een bepaalde soort is een teken dat ze hier voldoende voedsel kunnen vinden, maar jaren met weinig vogels zijn niet per definitie gerelateerd aan een slechte lokale voedselsituatie. Om meer inzicht te krijgen in het waarom van lokale fluctuaties zouden de gegevens van een veel groter geografisch gebied moeten worden geanalyseerd, bijvoorbeeld op het niveau van OSPAR-regio's. Wat overigens wel opvalt is de sterk gelijklopende trend van alk, dwergmeeuw en drieteenmeeuw, met verhoogde aantallen rond 2010. Deze soorten zijn alle drie sterk afhankelijk van de aanwezigheid van zandspiering en komen vaak samen voor. Het is dus niet



onwaarschijnlijk dat de aantallen op het BDNZ indicatief zijn voor de aanwezigheid van zandspiering in ons mariene ecosysteem.

Ook andere viseters vertonen een optimum rond 2005-2010, hetgeen zich vertaalt in een langere groene periode in de schematische weergave in Tabel 3.2. De laatste drie-vier jaar nemen veel soorten toch weer in aantal af en kleurt de tabel steeds vaker oranje tot rood. In de periode 2011-2016 werd de goede milieutoestand weliswaar in elk jaar bereikt, maar we komen langzaam in de gevarenzone terecht waarin het merendeel van de soorten een langdurige afname vertonen.

### **Aasetende soorten**

Voor aasetende soorten werd de goede milieutoestand in de periode 2011-2016 niet behaald in 4 van de 6 jaar. In die 4 jaren waren gedurende langere tijd (meer dan 4 jaar) meer aasetende zeevogels op het BDNZ aanwezig dan gewenst.

Deze indicator was initieel bedoeld om te monitoren dat aasetende vogels zouden afnemen als gevolg van een veranderd visserijbeleid (minder afval in de vorm van discards). Destijds, bij het opstellen van de milieudoelen, werd hun aantal als onnatuurlijk hoog beschouwd. Inderdaad staat de indicator toe dat de aantallen afnemen en in theorie zelfs kunnen blijven afnemen tot onder het natuurlijke niveau (i.e. zonder gebruik te kunnen maken van discards). Om te voorkomen dat de aantallen aasetende zeevogels te ver zouden afnemen was er initieel nog een extra doel opgenomen, namelijk: van alle aasetende soorten mogen de gemiddelde aantallen over vijf jaar niet kleiner zijn dan de minima vastgelegd in de Vogelrichtlijn met betrekking tot de gunstige staat van instandhouding. Bij dit corrigerende doel stellen zich echter twee belangrijke problemen, namelijk dat alleen voor kleine en grote mantelmeeuw instandhoudingsdoelstellingen werden voorgesteld maar voor de andere aaseters niet én dat de berekening van aantallen en dichtheden voor het bepalen van instandhoudingsdoelstellingen sterk afwijkt van de hier gehanteerde methode (Degraer et al., 2010). De “rem” die werd voorzien werkt in de praktijk niet, waardoor de bruikbaarheid en de wenselijkheid van beide indicatoren kan worden betwist. Bovendien werden onlangs enkele van de aasetende soorten die in het kader van de KRMS worden gemonitord, opgenomen op de Europese rode lijst van de IUCN (IUCN 2017). Het aantal drieteenmeeuwen in Europa is ondertussen zo sterk achteruitgegaan dat deze soort werd opgenomen in de categorie “met uitsterven bedreigd”. Ook de zilverbmeeuw is in Europa sterk achteruitgegaan en wordt inmiddels als “kwetsbaar voor uitsterven” beschouwd. De Europese bezorgdheid over de achteruitgang van een aantal meeuwensoorten stelt de geschiktheid van deze indicator als graadmeter voor een goede milieutoestand nog verder in vraag.

Los daarvan lijken de aantallen op het BDNZ op korte termijn niet echt verband te houden met visserijactiviteiten of met het gevoerde visserijbeleid. Het is immers weinig waarschijnlijk dat er vóór de economische crisis minder vis werd teruggegooid in zee (zoals de relatief lage aantallen aaseters rond 1995 zouden doen vermoeden), terwijl in volle crisis het meest gevist werd (zoals de piek rond 2010 doet vermoeden). De aantallen nemen al enkele jaren sterk af terwijl het verbod op discards nog niet in voege is getreden. Blijkbaar spelen er meer factoren dan visserij alleen, hetgeen niet verwonderlijk is aangezien deze soorten slechts voor een beperkt deel afhankelijk zijn van de visserij.

De aantalsrend van kleine mantelmeeuw en in mindere mate van zilverbmeeuw op zee lijkt in de eerste plaats

sterk bepaald door de grootte van de broedkolonies langs de Vlaamse kust (Stienen et al., 2017), waar het aantal broedvogels in de jaren 1990 en 2000 sterk is gestegen maar na 2011 gevoelig afnam. Daarnaast houdt de recente achteruitgang van het aantal zilvermeeuwen op het BDNZ waarschijnlijk ook verband met de achteruitgang in de rest van Europa (IUCN 2017).

Voor de overige aasetende soorten hangt de aanwezigheid op het BDNZ samen met de plaatselijke voedselsituatie (ook niet visserij-gerelateerd) alsook de aantalsontwikkelingen in de meer noordelijk gelegen broedkolonies. De recente achteruitgang van het aantal drieteenmeeuwen bijvoorbeeld wordt allicht grotendeels veroorzaakt door de achteruitgang van deze soort als Europese broedvogel. En zoals besproken bij de trend van niet-aasetende vogels hangt het aantal drieteenmeeuwen dat bij ons overwintert mogelijk nauw samen met de aanwezigheid van zandspiering.

#### 3.2.2.7. Kwaliteitsaspecten

De aanwezigheid van zeevogels op het BDNZ vertoont van nature sterke fluctuaties zowel wat betreft aantallen als verspreiding. Er is getracht om deze fluctuaties zoveel mogelijk op te vangen door te rekenen met log-getransformeerde dichtheden, vijfjarige trends, soortspecifiek seizoenaal voorkomen en soortspecifieke verschillen in afstand tot de kust (zie 3.2.2.4). De aldus verkregen trends zijn daarom behoorlijk robuust, maar hoewel de tellingen altijd werden uitgevoerd volgens een gestandaardiseerde methodiek, zijn de monitoringsroutes en de monitoringsintensiteit sterk veranderd doorheen de jaren. Daardoor zijn sommige datapunten gebaseerd op relatief weinig gegevens (minder betrouwbaar) en kon voor sommige soorten niet in alle jaren een dichtheid worden berekend. Er zijn bijvoorbeeld geen gegevens voor Jan van Gent in de winters van 2015 en 2016 omdat de gebieden ver op zee toen niet bezocht werden.

Vanaf 2012 werd vooral geteld in het oostelijk deel van het BDNZ in functie van de monitoring van effecten van de windparken op zee, terwijl de gegevens uit de jaren daarvoor meer gericht zijn op het westelijk en noordelijk deel. Voor veel soorten is het oostelijk deel van het BDNZ echter niet erg representatief (Stienen & Kuijken 2003; Haelters et al., 2004) en bovendien sterk geïmpacteerd door de aanwezigheid van windmolens (Vanermen et al., 2015).

Om de betrouwbaarheid te verhogen zouden er vaste monitoringsroutes en een vaste monitoringsstrategie moeten worden uitgestippeld die maximaal rekening houden met de variatie in aantallen en de aanwezigheid van de verschillende soorten.

Zoals in de conclusies wordt benadrukt, kan de wenselijkheid van de milieudoelstelling voor aasetende soorten in vraag worden gesteld omdat de daaraan gekoppelde doelstelling om een eventuele achteruitgang te stoppen wanneer de aantallen onder een wenselijk minimum zouden zakken, niet gehandhaafd kan worden.

#### 3.2.2.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

### 3.2.2.9. Referenties

- Degraer, S., Courtens, W., Haelters, J., Hostens, K., Jacques, T., Kerckhof, F., Stienen, E., Van Hoey, G. 2010. Bepalen van instandhoudingsdoelstellingen voor de beschermde soorten en habitats in het Belgische deel van de Noordzee, in het bijzonder in beschermde mariene gebieden. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu. BMM, Brussel
- Haelters, J., Vigin, L., Stienen, E.W.M., Scory, S., Kuijken, E., Jacques, T.G. 2004. Ornithologisch belang van de Belgische zeegebieden: identificatie van mariene gebieden die in aanmerking komen als Speciale Beschermingszones in uitvoering van de Europese Vogelrichtlijn. Bulletin van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen. Biologie 74 (Suppl.). Instituut voor Natuurbehoud/BMM, Brussel.
- IUCN 2017. IUCN Red List of Threatened Species 2017. <http://www.iucnredlist.org/about/overview>
- Seys, J. 2001. Het gebruik van zee- en kustvogelgegevens ter ondersteuning van het beleid en beheer van de Belgische kustwateren. PhD Thesis. Universiteit Gent, Gent.
- Stienen, E.W.M., Kuijken, E. 2003. Het belang van de Belgische zeegebieden voor zeevogels. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, IN.A.2003.208. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Stienen, E., Courtens, W., Van de walle, M., Vanermen, N., Verstraete, H. 2017. Monitoring van kustbroedvogels in de SBZ-V 'Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist' en de westelijke voorhaven van Zeebrugge tijdens het broedseizoen 2016. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2017(21).
- Vanermen, N., Onkelinx, T., Courtens, W., Van de walle, M., Verstraete, H., Stienen, E.W.M. 2015. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756(1): 51-61

### 3.3. Zeezoogdieren (D1)

#### 3.3.1. Bijvangst van bruinvissen

Jan Haelters, Francis Kerckhof en Els Torreele

Gestrande bruinvissen vertonen vaak sporen van incidentele vangst in visnetten (bijvangst), een belangrijke doodsoorzaak voor deze walvisachtige in de Noordzee. Op basis van het aantal gestrande dieren dat sporen van bijvangst vertoont, kan geschat worden dat jaarlijks enkele bruinvissen tot enkele tientallen bruinvissen bijgevangen worden. Voor een extrapolatie van bijvangst-data naar effecten op populatieniveau wordt verwezen naar (toekomstige) initiatieven op regionaal vlak.

##### 3.3.1.1. Inleiding

De bijvangst van bruinvissen werd beoordeeld aan de hand van het doel dat stelt dat de jaarlijkse bijvangstniveaus van bruinvissen terug moet gebracht worden tot niveaus onder 1,7% van de beste schatting van populatiegrootte. Deze indicator behandelt de incidentele vangst van zeezoogdieren in bepaalde types visnet. De bruinvis is het meest voorkomende zeezoogdier in Belgische wateren en onderzoek heeft uitgewezen dat bijvangst, zoals in andere delen van de Noordzee, een belangrijke doodsoorzaak (OSPAR, 2017) vormt. Bijvangst van andere walvisachtigen is niet relevant in Belgische wateren. Gezien geen zeehondenkolonies voorkomen in België, en de aantallen van zowel gewone (*Phoca vitulina*) als grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) laag zijn in vergelijking met in onze buurlanden, wordt geen inschatting gemaakt van de aantallen noch van het percentage bijvangst van deze soorten.

##### 3.3.1.2. Achtergrond



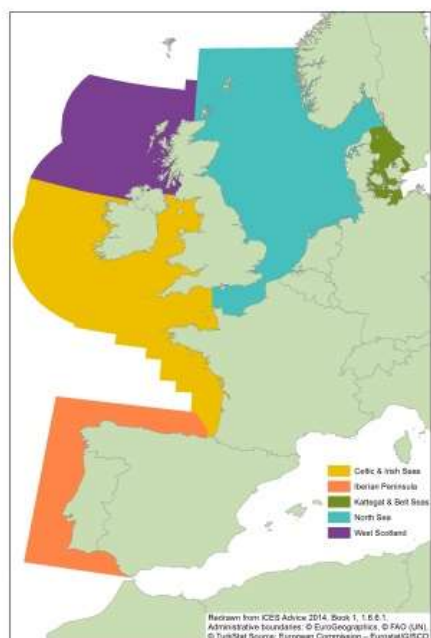
Figuur 3.7. Bijvangst is een belangrijke doodsoorzaak voor de bruinvis in de zuidelijke Noordzee (foto genomen in 2006; JH/KBIN).

Bruinvissen komen, na decennia van afwezigheid, weer algemeen voor in de zuidelijke Noordzee, inclusief in Belgische wateren. Seizoenaal kunnen er relatief hoge dichtheden aangetroffen worden. Incidentele vangst in visnetten komt voor in het BDNZ, en het was een belangrijke doodsoorzaak onder de dieren die op het strand aangetroffen werden. De bruinvis is opgenomen als beschermde soort in de Habitatrichtlijn (92/43/EEG). Maatregelen moeten genomen worden om incidentele vangst te registreren, en om te voorkomen dat bijvangst geen significant negatieve gevolgen heeft op de populatie. De soort is eveneens opgenomen in de OSPAR-lijst van bedreigde soorten en habitats op basis van zijn gevoeligheid voor incidentele vangst in visnetten, en de nood aan het verminderen van bijvangst wordt eveneens aangekaart in de “Overeenkomst inzake het behoud van kleine walvisachtigen van de Noordzee en Baltische Zee” (ASCOBANS).

De Europese Verordening (EG) nr. 812/2004 van de Raad tot vaststelling van maatregelen betreffende de incidentele vangsten van walvisachtigen bij de visserij vermeldt specifiek de bruinvis als soort waarvoor monitoring van bijvangst dient te gebeuren bij bepaalde vormen van visserij (staand want: kieuw- en warrelnetten), en waarvoor maatregelen nodig zijn voor het voorkomen van bijvangst in bepaalde vormen van visserij.

Het bijvangst-niveau wordt in theorie bepaald op basis van gegevens over bijvangst en op basis van de beste schatting van de populatie. Beide worden best regionaal bepaald, gezien de mobiliteit van bruinvissen, en het verspreidingsgebied van de populatie waarvan een gedeelte (tijdelijk) voorkomt in het BDNZ.

### 3.3.1.3. Geografisch gebied



Gezien de mobiliteit van bruinvissen, en het feit dat vaker buitenlandse vissers in Belgische wateren staand want uitzetten dan Belgische vissers, is een regionale benadering aangewezen, zoals voorgesteld in het Intermediate Assessment van OSPAR (OSPAR, 2017; Figuur 3.8) en in het Besluit 2017/848/EU van de Commissie. Voor deze indicator wordt de dichtheid van bruinvissen in het BDNZ zoals ingeschat tijdens luchtsurveys gebruikt. De dichtheid wordt vergeleken met de dichtheid in de zomer over een groter gebied zoals ingeschat tijdens de meest recente SCANS survey.

*Figuur 3.8. Voorgestelde geografische/regionale benadering voor het bepalen van de populatie-omvang en bijvangst van bruinvissen, gebaseerd op populaties (OSPAR, 2017).*

#### 3.3.1.4. Methodologie

Voor het bepalen van het niveau van bijvangst zijn data nodig over de populatie en over bijvangst, beide op regionaal niveau te verzamelen en te analyseren. Gegevens beschikbaar voor het BDNZ worden hieronder weergegeven, samen met (een verwijzing naar) data verzameld op regionaal niveau.

##### **Populatie**

Populatiegegevens voor de bruinvis in Belgische wateren werden verzameld door middel van visuele luchtsurveys met een Norman Britten Islander vliegtuig uitgerust met 2 bubble windows. De via line transect sampling (Buckland et al., 2001) verzamelde data werden verwerkt met DISTANCE software (Versie 6.0, Release 2; Thomas et al., 2009). Alle waarnemingen werden samengebracht voor het opstellen van een detectieprobabiliteit (gedetailleerde beschrijving in Haelters et al., 2011). De luchtsurveys leveren een schatting van de dichtheid en de verspreiding van bruinvissen in het BDNZ, inherent met een lage temporele resolutie. Een schatting van de dichtheden over een groter gebied werd uitgevoerd tijdens SCANS surveys (Hammond et al., 2002; 2013; 2017).

##### **Bijvangst**

Er zijn slechts een zeer klein aantal professionele Belgische vissers die staand want gebruiken, en er bestaat geen verplichting tot gerichte monitoring van bijvangst (cfr. Verordeningen EC 199/2008 en EC 812/2014). Gegevens over bijvangst op zee in het BDNZ zijn bijgevolg nagenoeg onbestaand. Slechts enkele ad hoc meldingen van vissers werden ontvangen. Naast bijvangst in professionele visserij, werd bijvangst vastgesteld in recreatieve strandvisserij (Haelters & Camphuysen, 2009). Van een aantal gestrande dieren (tientallen per jaar), vooral geselecteerd op basis van ontbindingstoestand, maar ook op basis van beschikbaarheid van kadavers en het aanleveren ervan door derden, werd via uitwendig onderzoek en aansluitende autopsie de doodsoorzaak bepaald (Jauniaux et al., 2002; 2008; Haelters et al., 2016b; 2016c). Vaak is het al mogelijk om via het onderzoek in het veld van uitwendige kenmerken bijvangst als meest waarschijnlijke doodsoorzaak vast te stellen (Kuiken, 1996; Read & Murray, 2000).

Er is een tekort aan gegevens over de populatie en over bijvangst op zee, en data die beschikbaar zijn, zijn weinig nauwkeurig. Dit leidt ertoe dat het bijvangst percentage, bepaald op regionale schaal, een lage betrouwbaarheid heeft (OSPAR, 2017). Als alternatief voor bijvangst percentage in België wordt voor de gestrande dieren het absolute aantal en percentage bepaald dat bijgevangen was, samen met eventuele trends.

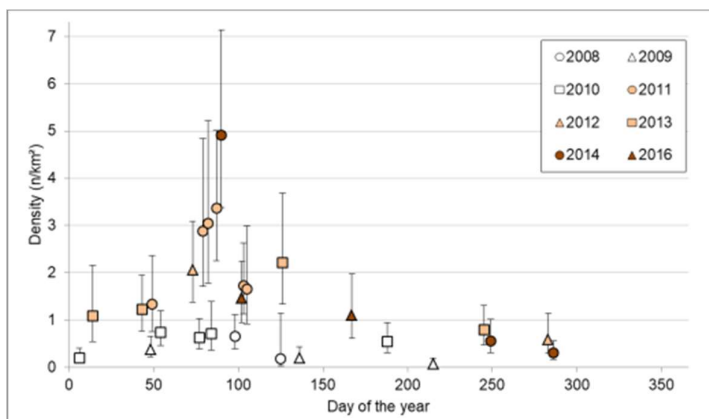
#### 3.3.1.5. Resultaten en trend

##### **Populatie**

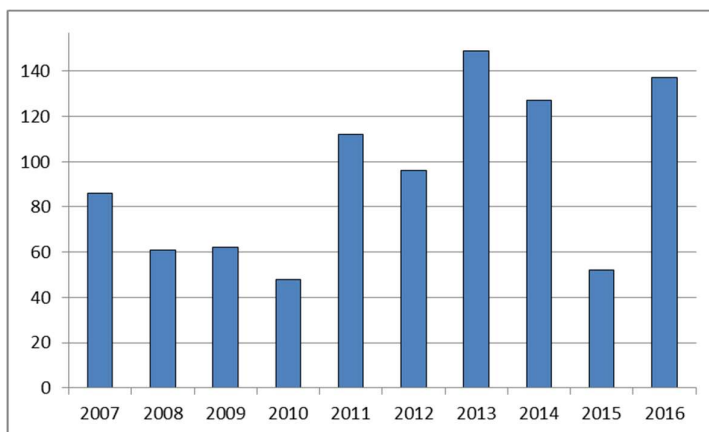
De bruinvis is veruit het meest algemene zeezoogdier in Belgische en aanpalende Nederlandse wateren. Resultaten van het strandingsonderzoek en de luchtsurveys tonen aan dat belangrijke schommelingen voorkomen in de densiteit, verspreiding en seizoenaliteit. Bovendien blijkt dat het patroon van voorkomen niet zeer stabiel is over de loop der jaren. Monitoring heeft uitgewezen dat tussen (gemiddeld) 0,1 en 5 bruinvissen voorkomen per km<sup>2</sup> in het BDNZ (in totaal enkele honderden tot meer dan 10.000 bruinvissen). Deze data hebben inherent een relatief lage betrouwbaarheid (Figuur 3.9). Er is geen duidelijke trend, maar de hoogste densiteiten

werden systematisch in het voorjaar vastgesteld, en meestal in het westelijk deel van Belgische wateren. Op basis van data verzameld tijdens de meest recente SCANS survey, uitgevoerd in de zomer van 2016, werd een gemiddelde dichtheid van 0,6 dieren per km<sup>2</sup> berekend voor het zuidwestelijke deel van de Noordzee (totaal gebied 31.404 km<sup>2</sup>).

Het aantal strandingen van bruinvissen (incl. vondsten in het binnenland en in havens, levende dieren die opgevangen werden en bijgevangen dieren aangeleverd door vissers) in België varieerde tussen 2010 en 2016 tussen 48 en 149 per jaar (Figuur 3.10). Het hoogste aantal strandingen vond meestal plaats in maart en april.



Figuur 3.9. Dichtheid aan bruinvissen zoals ingeschat op basis van luchtsurveys (2008-2016; incl. 95% CI) (data KBIN).



Figuur 3.10. Jaarlijks aantal aangespoelde bruinvissen (2007-2016) (data KBIN).

### Bijvangst

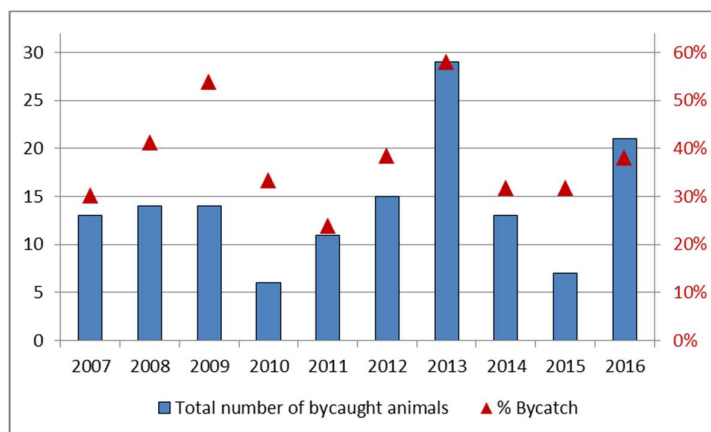
Het aantal Belgische vissers dat staand want gebruikte varieerde tussen 2007 en 2016 van 4 tot 1. Dit aantal is klein ten opzichte van de Nederlandse, Deense en Franse staand wantvissers actief die actief zijn in Belgische wateren en de onmiddellijke omgeving. In 2015 en 2016 waren bijvoorbeeld 14, respectievelijk 54 staand wantvaartuigen actief vanuit Duinkerke en Boulogne (Frankrijk; Ifremer, 2017a; 2017b). Gezien dit kleine aantal

was het noch relevant noch opportuun om een waarnemersprogramma op te stellen voor het bepalen van bijvangst, en een extrapolatie te maken naar de volledige vloot. Volgens de bepalingen in Verordening EC 812/2004 en EC 199/2008 (geldig tot 2016) was dit overigens niet verplicht. Het bepalen van bijvangst tegenover de populatie is bijgevolg niet mogelijk.

Wat wel mogelijk is, is het inschatten van bijvangst als doodsoorzaak onder de gestrande dieren (zie annex D1 bruinvis). Daarbij bestaan enkele belangrijke bronnen van bias: weersomstandigheden, stroming, stranden van dieren bijgevangen in andere wateren (Haelters et al, 2006; Peltier et al., 2013), het seizoenaal voorkomen van natuurlijke doodsoorzaken (ziekte, verhongering), onzekerheden in het bepalen van de doodsoorzaak en predatie door grijze zeehond, een recent ontstaan fenomeen (Haelters et al., 2012). Het wetenschappelijk onderzoek van gestrande dieren wordt gecoördineerd door het KBIN, (KB van 21 december 2001). Eén van de hoofddoelen is het bepalen van de doodsoorzaak.

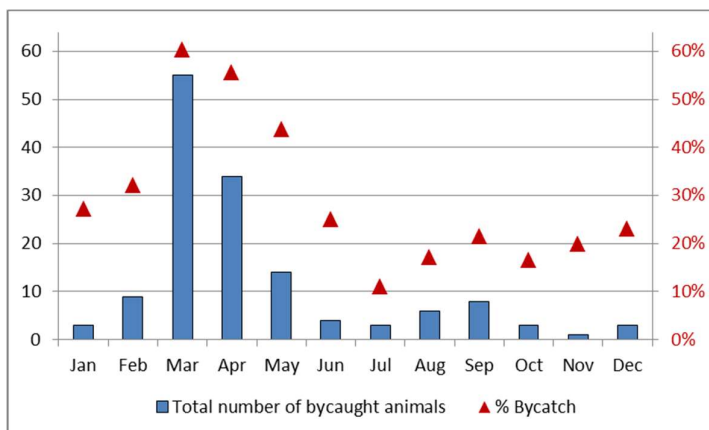
Onder de bijgevangen dieren worden alle dieren inbegrepen die hoogstwaarschijnlijk door bijvangst gestorven zijn (netsporen op snuit, vinnen, sporen van insnijdingen, aanwezigheid van staand want, voedingstoestand en maaginhoud, longcongestie, uitsluiting van andere doodsoorzaken, etc.), naast deze rechtstreeks door vissers aangeleverd of in een net aangetroffen (aantal: 4).

Tussen 2007 en 2016 werd in totaal bij 143 dieren vastgesteld dat ze bijgevangen of waarschijnlijk bijgevangen waren (Figuur 3.11 en Figuur 3.12). Dit is 38% van de dieren waarvoor een doodsoorzaak kon vastgesteld worden (aantal: 374). Er is geen duidelijke trend in het aantal angespoelde dieren dat jaarlijks door bijvangst gestorven is (Figuur 3.11). In maart en april wordt het hoogste aantal bijgevangen dieren genoteerd, en het hoogste bijvangst percentage. Tijdens deze maanden is bijvangst de belangrijkste doodsoorzaak onder de gestrande dieren (Figuur 3.12). Deze maanden vallen samen met de hoogste densiteit aan bruinvissen in onze wateren, en met een hoge intensiteit aan visserij waarbij staand want gebruikt wordt.



Figuur 3.11. Aantal en % bijgevangen dieren per jaar tussen 2007 en 2016; aantal bijgevangen dieren onder gestrande dieren (linkse y-as; blauw) en percentage bijgevangen dieren onder gestrande dieren waarvoor een doodsoorzaak kon bepaald worden (rechtse Y-as; rood).





*Figuur 3.12. Aantal en % bijgevangen dieren per maand (2007-2016); aantal bijgevangen dieren onder gestrande dieren (linkse y-as; blauw) en percentage bijgevangen dieren onder gestrande dieren waarvoor een doodsoorzaak kon bepaald worden (rechtse Y-as; rood).*

Op regionaal vlak werd de bijvangst geschat op 1.235 tot 1.990 dieren in 2013, zonder de bijvangst in de visserij met kleine vaartuigen (<12m) en recreatieve visserij (OSPAR, 2017). Dit aantal is dus een onderschatting. Zonder rekening te houden met de variatie in de populatieschatting betekent dit (voor een gedeelte van de visserij) tussen 0.36 en 0.58% van de populatie bruinvissen.

### 3.3.1.6. Conclusies

Het is niet mogelijk om door middel van de gegevens die beschikbaar zijn na te gaan of het huidige milieudoel (minder dan 1,7% antropogene mortaliteit per jaar binnen de populatie) gehaald wordt, en er zijn enkel onrechtstreekse aanwijzingen van een bijvangst-niveau.

De recente toename van de bruinvis in de zuidelijke Noordzee is het gevolg van een verschuiving van een deel van de populatie vanuit de noordelijke Noordzee naar het zuiden, en is vermoedelijk voedselgerelateerd (Hammond et al., 2013; Gilles et al., 2016). De hoogste aantallen bruinvissen worden in onze wateren aangetroffen tussen februari en mei. Het seizoenaal patroon in het BDNZ leek echter niet zeer stabiel in de periode 2007-2016, en de dichtheden kunnen jaarlijks sterk variëren, net zoals de aantallen gestrande dieren. Dit is het gevolg van de beperkte oppervlakte van het BDNZ in vergelijking met het verspreidingsgebied van deze zeer mobiele soort. Tegelijk met de terugkeer van de bruinvis naar de zuidelijke Noordzee werd het probleem van bijvangsten actueel (Haelters & Camphuysen, 2009). Tussen 2007 en 2016 bleek voor 38% (143 dieren) van de bruinvissen waarvoor een doodsoorzaak kon bepaald worden, dat ze zeker of vermoedelijk waren bijgevangen. Vooral kieuw- en warrelnetten, welke in andere opzichten een selectief en relatief milieuvriendelijk vistuig zijn, zijn vermoedelijk verantwoordelijk voor de sterfte van de dieren door bijvangst. Bijvangst kwam voor in zowel professioneel als recreatief ingezet vistuig (melding vissers; eigen waarnemingen). Een gedeelte van de aangespoelde bijgevangen dieren is ongetwijfeld afkomstig uit niet-Belgische wateren (Haelters et al., 2006). We kunnen bijgevolg enkel concluderen dat jaarlijks tussen enkele en enkele tientallen bruinvissen incidenteel verdrinken in Belgische wateren.

Het is niet mogelijk om het totale percentage bijvangst in de populatie te bepalen binnen aanvaardbare grenzen van betrouwbaarheid – ook niet op regionaal vlak (OSPAR, 2017). Daarvoor ontbreken gegevens over het werkelijk aantal bijgevangen dieren, en is de onzekerheid over de grootte van de populatie te groot. Voor een gedeelte van de vloot schatte men de bijvangst in 2013 op 1.235 tot 1.990 dieren, voor een populatie van 345.400 (schatting van 2016), of 0.36-0.58% van de populatie (zonder rekening te houden met een CV van 0.18 op de populatiegrootte; OSPAR, 2017). Het BDNZ maakt slechts een klein percentage uit van het leefgebied van de bruinvis in de Noordzee, en door de mobiliteit van bruinvissen schommelen de aantallen sterk. Bovendien vissen slechts een zeer beperkt aantal Belgische vissers met staand want en is er geen informatie beschikbaar over de bijvangst bij buitenlandse vissers in het BDNZ.

Een schatting gemaakt in het kader van het OSPAR Intermediate Assessment (OSPAR, 2017) suggereert dat bijvangst verantwoordelijk was voor minder dan 1.7% van de populatie in de Noordzee, maar de schatting werd gemaakt op basis van slechts een gedeelte van de vaartuigen waarbij dieren incidenteel gevangen worden, en er was een lage betrouwbaarheid.

Omwille van de bijvangst die vastgesteld werd bij recreatieve visserij, en in uitvoering van de Europese Habitatrichtlijn, werd het gebruik van staand want (kieuw- en warrelnetten) verboden bij recreatieve visserij vanaf 2002 op zee (KB van 21 december 2001; BS van 14 februari 2002) en na een procedure van de Europese Commissie (DG ENV 3801/12/ENVI, procedure 2014/4014) vanaf 2015 ook vanaf het strand (BS van 25 maart 2015).

#### 3.3.1.7. Kwaliteitsaspecten

Het aantal bruinvissen in het BDNZ varieert zeer sterk gedurende het jaar, en over de jaren heen. De oorzaak ligt in het feit dat het BDNZ zeer beperkt is in omvang in vergelijking met het verspreidingsgebied van de bruinvis, bruinvissen zeer mobiel zijn, en er lange termijnveranderingen voorkomen in het verspreidingsgebied van de bruinvis. Bovendien vormen de resultaten van het onderzoek inherent een schatting met een lage betrouwbaarheid, en betreffen het data met een lage temporele resolutie. De methodologie is echter identiek aan deze gebruikt in andere landen, waardoor een bepaling van de populatie op een ruimere schaal en met een hogere betrouwbaarheid mogelijk is bij het samenvoegen van de verzamelde gegevens (Hammond et al., 2013; Gilles et al., 2016).

Het is niet opportuun om een monitoringprogramma te ontwikkelen voor bijvangst in de Belgische vissersvloot en vastgestelde bijvangst te extrapoleren, gezien het zeer klein aantal vaartuigen. Volgens de wetgeving bestaat wel een meldingsplicht, maar er werden nagenoeg geen bijvangsten gerapporteerd. Vandaar dat gekozen wordt voor een verderzetting van een onrechtstreekse bepaling van bijvangst door het gebruik van absolute data uit strandingsgegevens en onderzoek van doodsoorzaak. Trends in het percentage en absolute aantal bijgevangen dieren kunnen een trigger zijn voor bijkomend onderzoek en/of actie. Een extrapolatie naar de werkelijke bijvangst is op dit moment niet mogelijk, gezien een sterke bias door onder meer weersomstandigheden, en onbekende factoren zoals het percentage van de bijgevangen dieren dat aanspoelt (Peltier et al., 2013).

### 3.3.1.8. Data en analyse

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)). De resultaten van de luchtsurveys uitgevoerd door het KBIN worden weergegeven in annex D1. Data & metadata (waarnemers, waarnemingen, weersomstandigheden, vluchtgegevens, posities, etc. werden geanalyseerd met DISTANCE software (Versie 6.0, Release 2; Thomas et al., 2009).

Basisgegevens over strandingen (annex D1 bruinvis) werden verzameld door het KBIN en online beschikbaar op [www.marinemammals.be](http://www.marinemammals.be) – een database van strandingen en resultaten van autopsieën beheerd door het KBIN in samenwerking met de Universiteit van Luik.

### 3.3.1.9. Referenties

- Buckland ST , Anderson DR , Burnham KP , Laake JL, Borchers DL & Thomas L (2001). Introduction to Distance Sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press.
- Degraer, S., Braeckman, U., Haelters, J., Hostens, K., Jacques, T., Kerckhof, F., Merckx, B., Rabaut, M., Stienen, E., Van Hoey, G., Van Lancker, V. & Vincx, M., 2009. Studie betreffende het opstellen van een lijst met potentiële Habitatrictlijn gebieden in het Belgische deel van de Noordzee. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu. Brussel, België. 93 p.
- Degraer, S., Courtens, W., Haelters, J., Hostens, K., Jacques, T., Kerckhof, F., Stienen, E. & G. Van Hoey, 2010. Bepalen van instandhoudingsdoelstellingen voor de beschermde soorten en habitats in het Belgische deel van de Noordzee, in het bijzonder in beschermde mariene gebieden. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu. BMM Brussel. 132 p.
- Gilles, A., Viquerat, S., Becker, E., Forney, K., Geelhoed, S., Haelters, J., Nabe-Nielsen, J., Scheidat, M., Siebert, U., Sveegaard, S., van Beest, F., van Bemmelen, R. & Aarts, G., 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7(6): e01367. DOI: 10.1002/ecs2.1367
- Haelters, J. & Kerckhof, F., 2002. Bedreigde mariene diersoorten: een reglementering voor een betere bescherming en wetenschappelijk onderzoek. *Leefmilieu* 25(4): 104-109.
- Haelters, J. & Kerckhof, F., 2004. Hoge bijvangst van bruinvissen bij strandvisserij in het voorjaar van 2004. *De Grote Rede* 11: 6-7.
- Haelters, J., Jauniaux, T., Kerckhof, F., Ozer, J. & Scory, S., 2006. Using models to investigate a harbour porpoise bycatch problem in the southern North Sea–eastern Channel in spring 2005. *ICES CM* 2006/L:03. 8 p.
- Haelters, J., Kerckhof, F. & Jacques, T., 2007. Strandvisserij en strandingen van bruinvissen tussen 1995 en juni 2007. Rapport van de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee (BMM), Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel. 9 p.
- Haelters, J. & Camphuysen, K., 2009. The harbour porpoise in the southern North Sea: abundance, threats and research- & management proposals. Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS/MUMM) and the Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ). Report commissioned by the International Fund for Animal Welfare (IFAW). 56 p.

- Haelters, J., Kerckhof, F., Jacques, T.G. & Degraer, S., 2010. Spatio-temporal patterns of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Belgian part of the North Sea. In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: early environmental impact assessment and spatio-temporal variability. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 153-163.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Jacques, T.G. & Degraer, S., 2011. The harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Belgian part of the North Sea: trends in abundance and distribution. *Belgian Journal of Zoology* 141: 75-84.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Verheyen, D. & Jauniaux, T., 2011. The diet of harbour porpoises bycaught or washed ashore in Belgium: exploratory study and results of initial analyses. Royal Belgian Institute of Natural Sciences (MUMM), Brussels. Report funded by the Federal Public Service for Health, Food Chain Safety and Environment (DG5 – Marine Environment), in the framework of the ASCOBANS North Sea Harbour Porpoise Conservation Plan. 29 p.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Toussaint, E., Jauniaux, T. & Degraer, S., 2012. The diet of harbour porpoises bycaught or washed ashore in Belgium, and relationship with relevant data from the strandings database. Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS/MUMM). Report commissioned by the Federal Public Service for Health, Food Chain Safety and Environment (Marine Environment), Brussels, 45 p.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Jauniaux, T. & Degraer, S., 2012. The grey seal (*Halichoerus grypus*) as a predator of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*)? *Aquatic Mammals* 38(4): 343-353. DOI: 10.1578/AM.38.4.2012.343
- Haelters, J., Debusschere, E., Botteldooren, D., Dulière, V., Hostens, K., Norro, A., Vandendriessche, S., Vigin, L., Vincx, M. and Degraer, S., 2013. The effects of pile driving on marine mammals and fish in Belgian waters. In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). Environmental impacts of the offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: learning from the past to optimize future monitoring programmes. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 70-77.
- Haelters, J., Vigin, L. & Degraer, S., 2015. Marine mammal monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: basic monitoring. In: S. Degraer, L. Vigin & R. Brabant (Eds.). WinMon activity report 2013-2014. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, MARECO report 15/01, Brussels: 26-30.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Jauniaux, T., Potin, M., Rumes, B. & Degraer, S., 2016a. Zeezoogdieren in België in 2014 [Marine mammals in Belgium in 2014]. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN), Rapport MARECO 16/01. 29 pp.
- Haelters, J., Jauniaux, T., Kerckhof, F., Potin, M. & van den Berghe, T., 2016b. Zeezoogdieren in België in 2015 [Marine mammals in Belgium in 2015]. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN), Rapport MARECO 16/03-BMM 16/01. 26 pp.
- Hammond, P.S. et al., 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology* 39: 361–376.
- Hammond, P. S., et al. 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation* 164:107–122.
- Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J. & Øien, N., 2017. Estimates of cetacean abundance in European

- Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. SMRU, St.Andrews: UK.
- Hiby, L., 2008. Effective strip half-width estimates from aerial survey data. In: SCANS II, 2008. Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS II). Final Report to the European Commission, Appendix D3.1.
- Ifremer, 2017a. Activité des navires de pêche 2016 - quartier maritime - Boulogne-sur-Mer. Beschikbaar op <http://www.ifremer.fr/sih>.
- Ifremer, 2017b. Activité des navires de pêche 2015 - quartier maritime - Dunkerque. Beschikbaar op <http://www.ifremer.fr/sih>.
- Jauniaux, T., Petitjean, D., Brenez, C., Borrens, M., Brosens, L., Haelters, J., Tavernier, T. & Coignoul, F., 2002. Post mortem findings and causes of death of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded from 1990 to 2000 along the coastlines of Belgium and northern France. *Journal of Comparative Pathology* 126: 243-253.
- Jauniaux, T., Berguerie, H., Camphuysen, K., Daoust, P-Y., Drouguet, O., Ghisbain, T., Garcia-Hartmann, M., Grondin, A., Haelters, J., Jacques, T., Kiszka, J., Leopold, M., Pezeril, S., Schnitzler, J. & Coignoul, F., 2008. Causes of death of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded on the continental coastline of the southern North Sea (Belgium, France, and Dutch coasts) between 1990 and 2007. ICES CM 2008/D:09.
- Kuiken, T. 1996. Review of the criteria for the diagnosis of by-catch in cetaceans. In Kuiken (Ed). *Diagnosis of Bycatch in Cetaceans: Proceedings of the Second European Cetacean Society Workshop on Cetacean Pathology*, Montpellier, France, 2 March 1994. p. 38-43.
- Peltier, H., Baagøe, H., Camphuysen, K., Czeck, R., Dabin, W., Daniel, P., Deaville, R., Haelters, J., Jauniaux, T., Jensen, L., Jepson, P., Keijl, G., Siebert, U., Van Canneyt, O. & Ridoux, V., 2013. The stranding anomaly as population indicator: the case of harbour porpoise *Phocoena phocoena* in North-Western Europe. *PLoS ONE* 8(4): e62180. DOI: 10.1371/journal.pone.0062180
- Read, A.J. & Murray, K.T., 2000. Gross evidence of human-induced mortality in small cetaceans. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-15, 21 p.
- Thomas L, Laake JL, Rexstad E, Strindberg S, Marques FFC, Buckland ST, Borchers DL, Anderson DR, Burnham KP, Burt ML, Hedley SL, Pollard JH, Bishop JRB & Marques TA (2009). Distance 6.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

### 3.4. Zeevissen (D1)

#### 3.4.1. Voorkomen van stekelrog *Raja clavata*

Els Torreele, Loes Vandecasteele en Kelle Moreau

In de Noordzee, inclusief het zuidelijk deel van de Noordzee waar de Belgische wateren zich bevinden, is het individueel aantal stekelroggen gestaag toegenomen in de periode 2010-2017. Of de vastgestelde aantallen inhouden dat het om een biologisch gezonde populatie gaat, valt moeilijk te bepalen aangezien er voor deze soort nog geen referentieniveaus konden worden bepaald boven dewelke we aantoonbaar van een biologisch gezonde populatie kunnen spreken.

##### 3.4.1.1. Inleiding

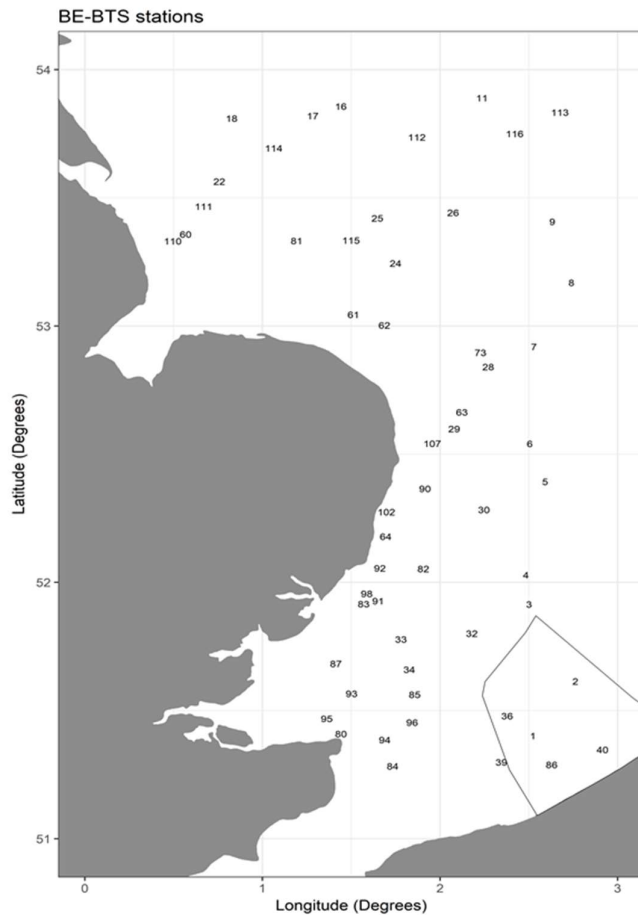
Het doel voor de stekelrog *Raja clavata* is het bekomen van een positieve trend wat betreft de individuele aantallen van deze soort. De stekelrog werd gekozen als indicatorsoort aangezien het enerzijds een soort is met een hoge intrinsieke kwetsbaarheid die na periodes van achteruitgang slechts een traag populatieherstel kent (zie 3.4.1.2) en anderzijds de huidige aantallen in het geografische gebied waarop dit milieudoel betrekking heeft voldoende hoog zijn (voldoende vangsten in het staalnameschema) om een zinvolle analyse toe te laten. Dergelijke soorten zijn goede indicatoren om het potentieel tot herstel van andere kwetsbare soorten te beschrijven.

##### 3.4.1.2. Achtergrond

Elasmobranchen (haaien en roggen) zijn langlevende soorten die pas seksueel matuur worden op relatief hoge leeftijd en gekenmerkt worden door een erg lage fecunditeit. Deze combinatie van kenmerken maakt dat ze kwalificeren als soorten met een hoge kwetsbaarheid voor antropogene druk (waaronder visserijdruk), en aldus een hoge intrinsieke kwetsbaarheid. Dergelijke soorten kennen na periodes van achteruitgang slechts een traag populatieherstel en zijn bijgevolg goede indicatoren om het potentieel tot herstel van andere kwetsbare soorten te beschrijven. Over de toestand van elasmobranchen als groep kunnen op basis van de trend van stekelrog geen uitspraken gedaan worden aangezien deze groep bestaat uit soorten met sterk tegenstrijdige trends in aantallen. Voor vele soorten zijn er echter niet voldoende gegevens voorhanden om een zinvolle analyse toe te laten (bepaalde roggen en de meeste haaien), terwijl stekelroggen binnen de gebruikte dataset wel voldoende talrijk zijn.

##### 3.4.1.3. Geografisch gebied

De gegevens werden verzameld op de stations zoals weergegeven in Figuur 3.13.



Figuur 3.13. Ruimtelijke spreiding van de staalnamepunten binnen het Belgisch luik van de North Sea Beam Trawl Survey (NS-BTS).

#### 3.4.1.4. Methodologie

De berekening van deze indicator steunt op gegevens die verzameld worden tijdens de gestandaardiseerde *North Sea Beam Trawl Survey*. Het Belgische luik van deze survey wordt jaarlijks uitgevoerd in het kader van het *Belgian National Data Gathering Programme* (NDGP), in uitvoering van Verordening (EG) nr. 199/2008 (binnen het geografische toepassingsgebied van Richtlijn 2008/56/EG).

In de Noordzee wordt jaarlijks tijdens het derde kwartaal (augustus/september) een internationale *North Sea Beam Trawl Survey* (NS BTS) uitgevoerd, voornamelijk gericht op schol (*Pleuronectes platessa*) en tong (*Solea solea*). In dit kader neemt België een groot deel van het zuidelijke deel van de Noordzee (ICES-gebied IVb en IVc) voor haar rekening, en bemonsterde zo vanaf 1992 jaarlijks 62 vaste stations (Figuur 3.13).

Traditioneel wordt de RV Belgica gebruikt voor de uitvoering van deze Belgische offshore BTS. Alle stations worden bevist met een 4 meter boomkor, gedurende 30 minuten (tijdsduur afhankelijk van de te verwachten hoeveelheden en de waarschijnlijke aanwezigheid van mogelijk schadelijke obstakels zoals rotsen, keien, enz.) aan een snelheid van vier knopen.

De NS BTS verzamelt visserij-onafhankelijke gegevens waarbij voor alle vissoorten de aantallen,

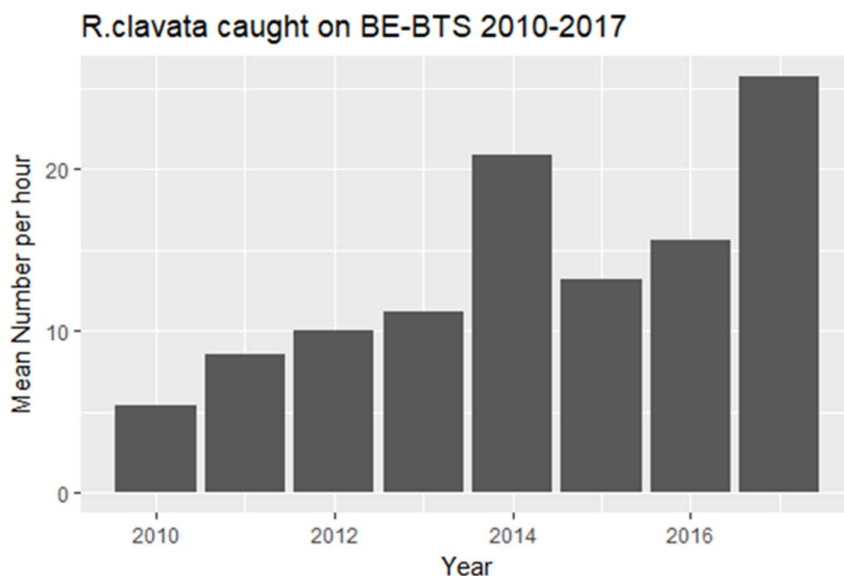
lengteverdelingen en totaalgewichten bepaald worden. Ook de omgevingsparameters worden gedocumenteerd. Voor bepaalde commercieel belangrijke soorten, nl. tong, schol, kabeljauw (*Gadus morhua*), tarbot (*Scophthalmus maximus*) en griet (*Scophthalmus rhombus*), worden ook de individuele gewichten en leeftijden opgeslagen. Tot slot worden op de NS BTS ook van alle soorten ongewervelden de aantallen genoteerd terwijl lengtemetingen enkel voor de commercieel belangrijke soorten verzameld worden.

De aantallen stekelrog worden verzameld als onderdeel van deze monitoring conform een vast protocol. De gebruikte methodiek wordt voorgeschreven door de internationaal opgestelde “*Offshore Beam Trawl Survey Manual*” (WGBEAM, 2009).

In het Belgisch luik van de Noordzee BTS worden alle stekelroggen gemeten tot op 5 mm nauwkeurig. Er wordt geen sub-sampling toegepast. De aantallen stekelrog gevangen per station, werden omgezet naar gemiddelde aantallen gevangen per uur, gezien dit omwille van door externe omstandigheden veroorzaakte variatie in het aantal beviste stations een correcter beeld geeft van de werkelijke trend in de aantallen. Figuren werden gemaakt in de open-source software R.

#### 3.4.1.5. Resultaten en trend

Figuur 3.14 toont een gestage toename van het aantal stekelroggen in de periode 2010-2017. Over de jaren heen is een algemene toename te zien, wat vooral opvalt in de stations in de Britse wateren. Figuur 3.15 illustreert de dichtheden (aantal/uur) van stekelrog in het zuidelijk deel van de Noordzee per staalname punt tijdens de jaren 2010-2017, met aanduiding van het BDNZ. De aantallen in het BDNZ liggen lager dan in andere delen van zuidelijke Noordzee. Vooral langs de Engelse kusten worden hogere dichtheden aangetroffen.



Figuur 3.14. De gemiddelde aantallen stekelroggen in de zuidelijke Noordzee gevangen per uur tijdens de gestandaardiseerde North Sea Beam Trawl survey (BTS), periode 2010-2017.





*Figuur 3.15. Dichtheden stekelrog *Raja clavata*, uitgedrukt in aantal/uur en weergegeven per station, voor de periode 2010-2017.*

#### 3.4.1.6. Conclusies

Op basis van de lopende monitoring in het zuidelijk deel van de Noordzee blijkt dat de aantallen stekelrog *Raja clavata* een toenemende trend vertonen. Dit uit zich ook in de toestand van het bestand volgens de analyses uitgevoerd door ICES (ICES, 2017, zie annex D1 stekelrog). Binnen het gebied waar de BTS survey plaatsvindt, is een duidelijke toename vooral te zien in de zone voor Engelse kust. Niettegenstaande de geobserveerde stijging over de voorbije jaren, dient blijvend aandacht besteed te worden aan de opvolging van deze soort. Op basis hiervan kan men geen uitspraken doen over de toestand van de kraakbeenvissen in het algemeen, maar enkel een inschatting maken van het potentieel tot herstel van soorten met een gelijkaardige kwetsbaarheid.

#### 3.4.1.7. Kwaliteitsaspecten

De gegevensverzameling en -analyses gebeurde conform de internationaal overeengekomen ICES-richtlijnen. De NS BTS-survey wordt jaarlijks op een gestandaardiseerde wijze uitgevoerd. Enkel zo kan de vergelijkbaarheid tussen gegevens uit verschillende jaren, met dus een constante kwaliteit van data en analyses, gegarandeerd worden.

#### 3.4.1.8. Data en analyse

Alle data voor de periode 2010-2017 zijn opgeslagen in de ILVO-Fisheries database SmartFish, en tevens beschikbaar in de internationale surveydatabase van ICES (DATRAS). De data werden ook gepresenteerd aan en goedgekeurd door de ICES Working Group on Beam Trawl Surveys (WGBEAM).

De analyses zijn ter beschikking bij ICES via DATRAS (<http://www.ices.dk/marine-data/data-portals/Pages/DATRAS.aspx>) en voor het Belgisch deel bij het Instituut voor Landbouw en Visserijonderzoek, ILVO ([www.smartfisheries.be](http://www.smartfisheries.be)). In bijlage zijn de gegevens terug te vinden per individueel BTS-station en per jaar voor de periode 2010-2017.

#### 3.4.1.9. Referenties

WGBEAM, 2009; [http://www.ices.dk/marine-data/Documents/DATRAS%20Manuals/WGBEAM\\_Manual.pdf](http://www.ices.dk/marine-data/Documents/DATRAS%20Manuals/WGBEAM_Manual.pdf)

ICES, 2017. Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF), 31 may-7June 2017, Lisbon, Portugal.

ICES CM 2017/ACOM:16. 1018 pp.

ICES, 2017. <http://www.ices.dk/publications/library/Pages>

### 3.5. Mariene benthische habitats (D1, D6)

#### 3.5.1. Toestand benthische habitats (zachte substraten)

Gert Van Hoey en Annelies De Backer

De benthische habitatkwaliteit is duidelijk lager in gebieden waar een bepaalde activiteit het milieu op een intensieve manier verstoort. Het storten van gebaggerd materiaal is zeer lokaal. De BEQI-beoordeling resulteerde in een gunstige status ( $EQR > 0.6$ ) voor het infralitoraal slib en een ongunstige status ( $EQR < 0.6$ ) voor het infralitoraal zand, maar dit gaat over een zeer beperkte oppervlakte (0.64%). De aggregaatextractie, die het infralitoraal grofzandige habitat beïnvloedt, leidt tot een gunstige BEQI-beoordeling op het niveau van de extractiezones. Desalniettemin zijn er op sommige locaties in deze zones (Buiten Ratel, Thorntonbank), lokaal sterke veranderingen in de benthos gemeenschap waargenomen. Wat betreft visserij, is de OSPAR-beoordeling van de benthische habitatkwaliteit in Belgische wateren slechter dan in andere gebieden in de Zuidelijke Noordzee. Hierdoor wordt 100% van het infralitoraal grofzandig en zandig habitat, geklasseerd als ongunstig beïnvloed door visserij.

##### 3.5.1.1. Inleiding

Benthische indicatoren maken typisch gebruik van diversiteit- en densiteit-gerelateerde parameters om veranderingen in de structuur van benthische gemeenschappen te evalueren. In België wordt hiervoor de BEQI (*benthic ecosystem quality indicator*) gebruikt. Het doel is als volgt gedefinieerd: “De Ecologische kwaliteitscoëfficiënt zoals bepaald door BEQI, een indicator voor de structuur en de kwaliteit van het benthische ecosysteem, hanteert voor elk van de habitattypes een minimumwaarde van 0,60 (Beschikking 2008/915/EG van de Commissie)”. Door de implementatie van de nieuwe Commissiebeslissing en de aard van het KRMS-monitoringsprogramma, wordt de evaluatie van de kwaliteit van het benthische ecosysteem uitgevoerd in functie van de verschillende menselijke activiteiten die een druk uitoefenen op een bepaald habitatype.

De evaluatie van dit doel gebeurt op basis van data die zijn verzameld in het kader van impactstudies. Hierbij worden voor het dumpen van gebaggerd materiaal, aggregaatextractie en visserij geëvalueerd in welke mate ze een ongunstige invloed hebben op de kwaliteit van het benthische ecosysteem in het gebied waarbinnen ze opereren. De beoordeling van dumpen van gebaggerd materiaal en aggregaatextractie gebeurt aan de hand van de BEQI-indicator, terwijl de visserijbeoordeling is gebaseerd op het OSPAR-initiatief “*Condition of Benthic Habitat Communities: Subtidal Habitats of the Southern North Sea*” waarvoor Belgische data is aangeleverd. In dit initiatief wordt de soortenrijkdom (Margaleff diversiteitsindex) in het benthische habitat op kwalitatieve manier beoordeeld op subregionaal niveau (Zuidelijke Noordzee).

#### 3.5.1.2. Achtergrond

De BEQI ([www.beqi.eu](http://www.beqi.eu)) wordt als tool gebruikt om de status van het benthos in de mariene wateren te beoordelen. De index is opgebouwd uit 3 verschillende niveaus. Dit doel concentreert zich enkel op niveau 3, namelijk het soortsniveau (binnen een habitat). De indicator laat toe om het verschil in biologische parameters (aantal soorten, soortensamenstelling [Bray-Curtis similariteit], densiteit en biomassa) tussen twee groepen van stalen (impact versus controle) te evalueren (Van Hoey et al., 2007; Van Hoey et al., 2013). Per activiteit worden hiervoor de stalen uit een geïmpacteerd en een referentiegebied in een gelijkaardig habitat vergeleken. BEQI gebruikt de parameterwaarden waargenomen in de stalen uit het referentiegebied om een score (schaal tussen 0 en 1) te bepalen die aangeeft wat de minimum (en maximum) waarden voor dezelfde parameters in het impactgebied dienen te zijn om een bepaalde overeenkomst te bekomen. Indien de overeenkomst zeer goed of goed ( $>0.6$ ) is, betekent dit dat de waargenomen verschillen tussen beiden aanvaardbaar zijn. Indien de overeenkomst lager is dan 0.6 (matig, slecht of zeer slecht) dan zijn de verschillen te groot en is dit een duidelijke indicatie dat het benthisch ecosysteem verschilt tussen het impact en referentiegebied.

#### 3.5.1.3. Geografisch gebied

Het geografisch gebied betreft hier het BDNZ, welke de overgang is tussen het Engels kanaal en het Zuidelijk deel van de Noordzee. De evaluatie van de zeebodem dient te gebeuren in functie van de 'broad scale habitats' gedefinieerd op EU-niveau en betreft hier, het infralitoraal grofzandige habitat (*Hesionura elongata* en *Nephtys cirrosa* gemeenschap), infralitoraal zand (*Abra alba* gemeenschap) en infralitoraal slib (*Limecola balthica* gemeenschap) (Breine et al., in prep). Het storten van gebaggerd materiaal gebeurt in de kustzone en kan een invloed hebben op het infralitoraal zand of slib habitat. De aggregaatextractie vindt plaats op de offshore zandbanken, gekenmerkt door medium tot grofzandig sediment (infralitoraal grofzandig habitat). De invloed van de visserijactiviteit werd geëvalueerd voor het infralitoraal zand (BE\_North Sea\_Sand) en infralitoraal grofzandig habitat (BE\_North SEA\_Coarse) (EUNIS level 3 classificatie, Figuur 2.13. Grootschalige habitattypes waarvan het voorkomen en de distributie in de tijd wordt opgevolgd.

#### 3.5.1.4. Methodologie

Voor het KRMS-monitoringprogramma worden er tussen de 190 en 270 benthische monsters (Van Veen grijpers) verzameld per jaar. Het precieze aantal is afhankelijk van het voorkomen en de intensiteit van de menselijke activiteit in de verschillende gebieden.

Voor de status van het benthisch habitat op de 5 stortlocaties, is per locatie een gemiddelde EQR-waarde (via BEQI) bepaald over de periode 2010-2014. De methodologie voor deze monitoring en analyses is beschreven in Lauwaert et al. (2016). Vervolgens is een gemiddelde EQR berekend over alle locaties heen, rekening houdend met de oppervlakte van de respectievelijke stortplaatsen.

Voor de aggregaatextractie is een evaluatie gemaakt met data over de periode 2010-2016 (De Backer et al., 2017). De monitoring focust op de extractiezones die het meest intensief gebruikt worden op basis van de EMS gegevens (Electronic Monitoring System; black box), namelijk de Oosthinder, Thorntonbank en Buiten Ratel. De status van het benthisch habitat is bepaald met behulp van de BEQI-indicator (niveau 3), door een vergelijking van de impact stalen met de controle stalen zoals gedefinieerd in De Backer et al. (2017). Door zijn hoge biomassa

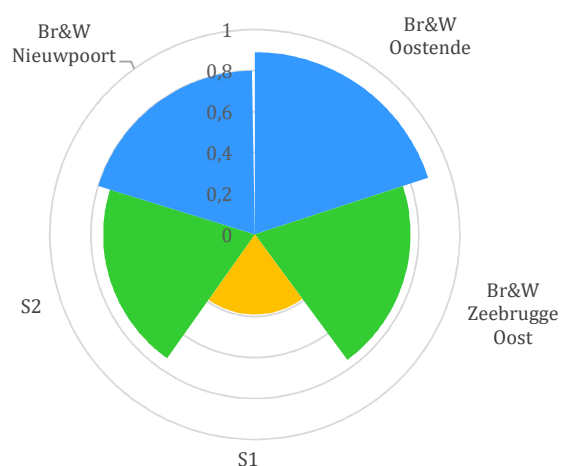
en zeer variabel voorkomen heeft de al dan niet aanwezigheid van *Echinocardium cordatum* een invloed op de BEQI-biomassa score. Daarom is de betrouwbaarheid van de BEQI-biomassa score laag en is er ook een gemiddelde BEQI-score bepaald zonder biomassa. Voor de Thorntonbank evaluatie zijn er te weinig referentie stalen beschikbaar, waardoor de betrouwbaarheid van de evaluatie laag scoort.

Voor de activiteit 'visserij' werd er een regionale evaluatie gemaakt binnen OSPAR met data over de periode 2010-2015 op basis van de Margaleff diversiteitsindex<sup>11</sup>. De methodologie en analyses zijn beschreven in Van Loon et al. (accepted).

### 3.5.1.5. Resultaten en trend

#### Activiteit 'Dumpen van gebaggerd materiaal':

De benthische habitat condities zijn zeer goed vergelijkbaar tussen de impact en controle locatie voor de stortplaatsen ter hoogte van Br&W Oostende (EQR=0.89) en Br&W Nieuwpoort (EQR=0.80), goed vergelijkbaar voor de stortplaats S2 (EQR=0.74) en Br&W Zeebrugge Oost (EQR=0.76) en zwak vergelijkbaar voor stortplaats S1 (EQR=0.39). Dit wijst op een gedegradieerd habitat op locatie S1 gelegen in het infralitoraal zand. De algemene benthische toestand voor het totale gebied dat beïnvloed wordt binnen een bepaald habitat door het storten van gebaggerd materiaal wordt berekend door de EQR-scores per site uit te middelen in relatie tot



Figuur 3.16. EQR voor de stortplaatsen.

de grootte van de stortplaats. Voor de losplaatsen (S1, S2, Br&W Nieuwpoort) gelegen in het infralitoraal zand geeft dit een matige beoordeling (EQR=0.496). Dit is volledig toe te schrijven aan de veranderde habitat toestand op site S1, de grootste stortzone (72% van het totale beïnvloede gebied). De twee stortplaatsen (Br&W Zeebrugge Oost, Br&W Oostende) in het infralitoraal slib krijgen een zeer goede beoordeling (EQR=0.825). Dit betekent dat 0.64% van het infralitoraal zand een ongunstige benthos status heeft door het storten van gebaggerd materiaal.

<sup>11</sup> <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/habitats/condition-of-benthic-habitat-defining-communities/subtidal-habitats-southern-north-sea/>

### Activiteit 'aggregaatextractie'

Intensieve aggregaatextractie gaat door in drie gebieden, elk met een verschillende historiek qua druk (i.e. intensiteit en frequentie van extractie en duur van de extractieperiode) en biologische respons (De Backer et al., 2017).

Op de Buiten Ratel, in zone BRMC was er een zeer intensieve extractie ( $> 10000 \text{ m}^3/\text{ha/j}$ ) voor de sluiting in januari 2015, hetgeen een zeer heterogeen habitat creëerde, gekenmerkt door een verhoogd soortenaantal en een verhoogde densiteit. Dit leidde tot EQR-score 1 voor aantal soorten en een lagere score voor densiteit (0.4). Deze verhoogde biodiversiteit was 2 jaar na de sluiting nog steeds aanwezig en is het gevolg van een gewijzigde sedimentologie met zowel een verhoogd aandeel aan schelpengruis ( $>1600 \mu\text{m}$ ) als aan zeer fijn zand ( $63\text{-}125 \mu\text{m}$ ). De minder intensief gebruikte extractiezone BRC op de Buiten Ratel ( $500\text{--}2000 \text{ m}^3/\text{ha/j}$ ) vertoont voor alle BEQI-parameters een grotere gelijkheid met de controle, wat wijst op een minder grote verstoring.

In de extractiezone Oosthinder (HI4c) vonden er in de periode 2012-2014, 3 korte (4-6 maand) en intensieve ( $1\text{--}2.5$  miljoen  $\text{m}^3$  per jaar) extracties plaats. Deze druk leidde niet tot een significante verandering in de karakteristieken van het macrobenthos zoals weerspiegeld in de BEQI scores (Tabel 3.4). Dit is gerelateerd aan de sedimentkarakteristieken die nog steeds dezelfde zijn gebleven (dominantie van medium zand  $> 60\%$ ).

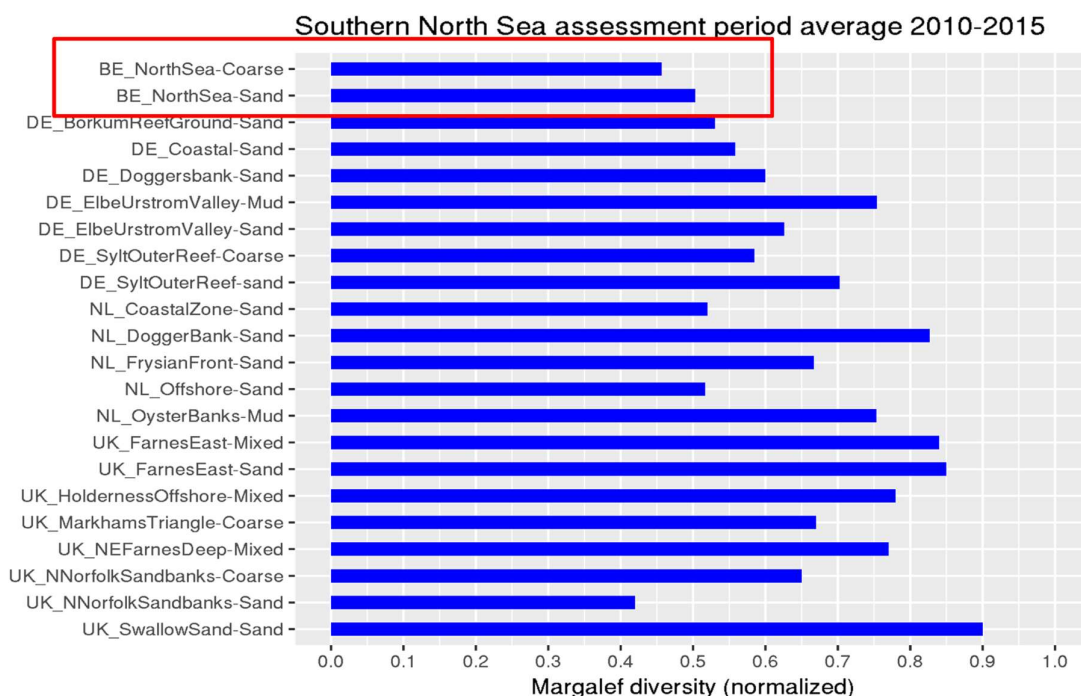
Voor de volledige Thorntonbank nemen we, ondanks een verdubbeling van de ontgonnen volumes tussen 2013 ( $0.9$  miljoen  $\text{m}^3$ ) en 2016 ( $1.8$  miljoen  $\text{m}^3$ ) geen veranderingen waar (Tabel 3.4, THtop en THedge). De BEQI-scores geven dan ook geen verschil ( $>0.6$ ) aan tussen impact en controle, maar de betrouwbaarheid van deze berekening is laag. Wanneer er ingezoomd wordt op de zone waar de meest intensieve extractie ( $> 10000 \text{ m}^3/\text{ha/j}$ ) plaatsvindt en waar er 2 benthosstalen verzameld werden, vinden we gelijkaardige resultaten als voor zone BRMC, met name een verandering in sedimentkarakteristieken met een verhoogde diversiteit als gevolg. Aggregaatextractie kan plaatsvinden in  $10.5\%$  ( $203.5 \text{ km}^2$ ) van het totale infralitoraal grofzandig habitat ( $1931 \text{ km}^2$ ). Echter, de effectieve 'footprint' van aggregaatextractie (gebaseerd op EMS data) beïnvloedt jaarlijks gemiddeld slechts  $40\%$  van deze  $203 \text{ km}^2$ . Dit resulteert in het feit dat  $4,27\%$  van het infralitoraal grofzandig habitat ongunstig beïnvloed kan worden door de directe impact van aggregaatextractie. De BEQI-beoordeling geeft op basis van de huidige gegevens een gunstige beoordeling op het niveau van deze extractiezones. Desalniettemin zijn er op sommige locaties binnen deze zones (Buiten Ratel, Thorntonbank) lokaal sterke veranderingen in de macrobenthos gemeenschap waargenomen.

Tabel 3.4. Gemiddelde BEQI EQR scores voor de verschillende extractiezones. BRMC en BRC op de Buiten ratel, HI4c in de Oosthinder zone en Thedge en Thtop op de Thorntonbank.

Zone	Gemiddelde EQR		Similariteit	Aantal soorten	Densiteit	Biomassa	Periode	Controle
	incl. bio-massa	excl. biomassa						
BRMC	0,66	0,69	0,66	1,00	0,40	0,57	2010-2016	BRMCref+ Brref
BRC	0,77	0,79	0,78	0,79	0,79	0,74	2010-2016	Brref
HI4c	0,78	0,79	0,72	0,91	0,73	0,72	2010-2014	Href-all
Thedge	0,63	0,71	0,63	0,94	0,59	0,60	2010-2016	Thref
Thtop	0,62	0,73	0,65	0,85	0,64	0,36	2010-2014	Thref

### Activiteit 'Visserij'

De Margalef diversiteitsindex toont aan dat in de ondiepe kustzone van België, Duitsland en Nederland de benthische habitatkwaliteit relatief minder is ten opzichte van de diepere offshore gebieden (Figuur 3.17). Deze diversiteitsindex bleek op de schaal van de Zuidelijke Noordzee de meest gevoelige benthische parameter voor het opmeten van veranderingen door visserijdruk. De genormaliseerde Margalef diversiteitswaarde van de habitats in Belgische wateren is ten opzichte van de andere habitats in de Zuidelijke Noordzee het laagst, wat aangeeft dat de visserijactiviteit een impact heeft op de status van het benthos. Aangezien de visserij op het ganse BDNZ actief is en er momenteel geen differentiatie van impact op kleinere schaal beschikbaar is, hanteren we het voorzorgsbeginsel en evalueren we de status als ongunstig voor 100% van de oppervlakte van beide habitats.



*Figuur 3.17. Resultaten voor de benthische habitattypes in de zuidelijke Noordzee op basis van de Margalef diversiteitswaarden (range 0–1) en uitgemiddeld over de periode 2010-2015.*

### 3.5.1.6. Conclusies

De toestand van het infralitoraal grofzandig en zandig habitat is over de ganse oppervlakte (100%) gedegradeerd op het BDNZ door de alomtegenwoordige visserij en in zeer beperkte mate door het storten van gebaggerd materiaal en aggregaatextractie. In relatie tot de visserijdruk is de status van het benthisch habitat voor infralitoraal grof zand en zand ongunstig beoordeeld door de lage score ten opzichte van de andere geëvalueerde gebieden in het Zuidelijk deel van de Noordzee. Voor het storten van gebaggerd materiaal is de toestand

ongunstig beoordeeld voor 0.64% van het infralitoraal zand habitat. Aggregaatextractie beïnvloedt 4.27% van het infralitoraal grof zand habitat maar de algemene evaluatie voor aggregaatextractie duidt niet op een ongunstige beïnvloeding van de toestand van het benthos. Voor aggregaatextractie is er wel een duidelijke verandering in de benthos gemeenschap in een zone op de Buitenratel (BRMC, 1.3 km<sup>2</sup>) en een zone op de Thorntonbank (2.5 km<sup>2</sup>) omdat de intensieve extractie activiteiten (>10000 m<sup>3</sup>/j) de sedimentologie beïnvloed hebben.

Door de relatief slechte score van de Belgische habitats door visserijdruk in de OSPAR-context, wordt het zachte substraat als ongunstig beoordeeld, de Goede Milieutoestand werd niet behaald.

*Tabel 3.5. Overzicht van de evaluatie van de ruimtelijke invloed en impact door verschillende activiteiten voor de per 'broad scale habitats'. G.B. = momenteel geen beoordeling. \*Bagger storten betreft hier de totale oppervlakte van de loswallen.*

Habitat & opp. (km <sup>2</sup> )	Activiteit	Opp. operationeel (km <sup>2</sup> )	Opp. ongunstig beoordeeld	
			(km <sup>2</sup> )	%
Infralitoraal grofzandig (1930,9)	Aggregaatextractie	203 (80 effectief)	0,00	0,00
	Visserij	1930,90	1930,90	100,00
	Windmolenparken	238,00	G.B.	G.B.
Infralitoraal zand (1102,01)	Bagger storten *	9,72	7,07	0,64
	Visserij	1102,01	1102,01	100,00
Infralitoraal slib (395,42)	Bagger storten*	3,54	0,00	0,00
	Visserij	395,42	G.B.	G.B.

### 3.5.1.7. Kwaliteitsaspecten

Aangezien de KRMS-monitoring op impact monitoring is gebaseerd, de evaluatie per activiteit gebeurt en niet alle activiteiten en drukken konden meegenomen worden (vb. windmolens, kabeltracés, eutrofiëring, klimaatseffecten) werd er geen globaal, geïntegreerd beeld van de benthos status per habitat bepaald.

Door de relatief slechte score van de Belgische habitats voor visserij in de OSPAR-context, wordt het zachte substraat beoordeeld als in ongunstig status. De OSPAR-evaluatie geeft echter een relatief beeld van de mate van impact zonder er een strikte beoordeling aan te koppelen (gunstig versus ongunstig) door ontbreken van drempelwaarden. Aangezien visserij op ruimtelijke schaal de grootste invloed heeft en er ook een duidelijk invloed op de toestand van het habitat is, moet er in de toekomst meer ingezet worden om deze beoordelingsinitiatieven op nationaal en internationaal vlak verder toe te passen en te verfijnen. In werkelijkheid zal er voor de invloed van visserij ook een differentiatie in gunstig/ongunstig per habitat zijn. Daarnaast zijn er nog andere drukken, zoals eutrofiëring en chemische vervuiling, met mogelijk een algemene invloed op de status van het benthos en deze werden momenteel niet meegenomen in de monitoring en analyse.



#### 3.5.1.8. Data en analyse

Data is beschikbaar gemaakt via EMODNET-biologie portaal. Meer details betreffende de analyses zijn gepubliceerd in rapporten (Lauwaert et al., 2016, De Backer et al., 2017) en literatuur (Van Loon et al., 2017).

#### 3.5.1.9. Referenties

- De Backer, A., Breine, N., Hillewaert, H., Pecceu, E., Ranson, J., Van Hoey, G., Wittoeck, J. & Hostens, K. De Backer et al., 2017. Ecological assessment of intense aggregate dredging activity on the Belgian part of the North Sea. Report of study day: Belgian marine sand: a scarce resource? Degrendele, K. & Vandenreyken, H. (eds.)
- Lauwaert B, De Witte B, Devriese L, Fettweis M, Martens C, Timmermans S, Van Hoey G, Vanlede J 2016. Synthesis report on the effects of dredged material dumping on the marine environment (licensing period 2012-2016). RBINS-ILVO-AMT-AMCS-FHR report BL/2016/09, 107pp. DOI: 10.13140/RG.2.2.34478.92487
- Van Hoey, G., Drent, J., Ysebaert, T., Herman, P., 2007. The Benthic Ecosystem quality index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive. NIOO-CEME report 2007-02, 242pp
- Van Loon, W., Walvoort, D., Van Hoey, G., Vina-Herbon, C., Blandon, A., Pesch, R., Schmidt, P., Scholle, J., Heyer, K., Lavaleye, M., Philips, G., Duineveld, G., Blomqvist, M., in press. A regional benthos assessment method for the southern North Sea using Margalef diversity and reference value modelling. Ecological indicators

### 3.5.2. Voorkomen belangrijke benthische soorten

Gert Van Hoey

Tal van belangrijke benthische soorten worden slechts zeer sporadisch waargenomen, te wijten aan hun zeldzaamheid of aan de niet-optimale bemonsteringstechniek. Voor een paar belangrijke soorten (kokerbouwende wormen en *Echinocardium cordatum*) kan de evolutie getoond worden voor de periode 2010-2014. Deze toont geen bijzonder patroon maar de beoordelingsperiode is nog te kort om een conclusie te maken naar veranderingen in hun voorkomen.

#### 3.5.2.1. Inleiding

Het voorkomen van enerzijds langlevende en/of traag voortplantende soorten en anderzijds habitat structurerende soorten (Tabel 3.6) wordt geëvalueerd. Het milieudoel is geformuleerd als “positieve trend in de gemiddelde dichtheid van de volwassen exemplaren (of frequentie van voorkomen) van minimaal een soort binnen de langlevende en/of zich traag voortplantende soorten en de belangrijkste structurerende benthische soortgroepen in modder tot modderhoudend zand en zuiver fijn tot grindhoudend zand”. Er is geen OSPAR-indicator die met dit milieudoel is gelinkt.

Tabel 3.6. Voorbeelden van langlevende en/of traag voortplantende soorten en/of belangrijke structurerende benthische soorten in modder tot modderhoudend zand en zuiver fijn tot grindhoudend zand (soorten taxonomie aangepast t.o.v. artikel 8-9-10 rapport). \*Oorspronkelijk *Lutraria angustor*, maar *Lutraria lutraria* is meer voorkomend.

	Langlevende en/of traag voortplantende soorten	Belangrijke structurerende soorten
Modder tot modderhoudend zand	Grote tweekleppige zoals <i>Venerupis corrugata</i> , <i>Mya truncata</i> en <i>Lutraria lutraria</i> *	Grotere kokerwormen zoals <i>Lanice conchilega</i> , <i>Owenia fusiformis</i> en <i>Lagis koreni</i>
Zuiver fijn tot grindhoudend zand	Ander grotere organismen zoals <i>Buccinum undatum</i> en <i>Aphrodita aculeata</i> Grotere tweekleppigen zoals <i>Laevicardium crassum</i> , <i>Glycymeris glycymeris</i> en <i>Dosinia exoleta</i> Ander groter organismen zoals <i>Cancer pagurus</i> , <i>Echinocardium cordatum</i> en <i>Branchiostoma lanceolatum</i>	Grotere galerijen uitgravende organismen zoals <i>Pestarella</i> spp. Grotere galerijen uitgravende organismen zoals <i>Upogebia deltaura</i> en <i>Corystes cassivelanus</i>

Er wordt geen specifieke monitoring uitgevoerd in functie van deze soorten, waardoor hun voorkomen en trend in dichtheid gebaseerd is op data verzameld gedurende de impact monitoring.

#### 3.5.2.2. Achtergrond

Van een goed functionerend ecosysteem, waarbij de intensiteit van menselijke druk aanvaardbaar is, wordt er verwacht dat er voldoende langlevende en traag voortplantende soorten aanwezig zijn. Deze soorten worden beschouwd als indicator voor de mate van verstoring. Hun voorkomen zal in principe sterk gereduceerd zijn als de menselijke druk hoog is omdat ze zich onvoldoende snel kunnen herstellen. Daarnaast verwacht men in de verschillende habitats belangrijke structurerende soorten, die door hun activiteit bijdragen aan de biogeochemische sedimentaire processen en zo ook de diversiteit in het habitat verhogen (vb. *Lanice conchilega*).

#### 3.5.2.3. Geografisch gebied

Het evaluatiegebied betreft hier het BDNZ. De evaluatie is uitgevoerd op de schaal van 4 macrobenthische habitats: slibhabitat (*Macoma balthica*), fijn zanderig habitat (*Abra alba*), en medium zand–grofzandig habitat (*Nephtys cirrosa* - *Ophelia borealis*).

#### 3.5.2.4. Methodologie

Stalen zijn verzameld met een Van Veen grijper (0.1 m<sup>2</sup>) en een 8 m boomkor op respectievelijk 287 en 78 locaties in het kader van impact monitoring programma's voor storten van gebaggerd materiaal en aggregaatextracties. Op basis van het aantal waarnemingen in bepaalde locaties is hun habitatvoorkeur gelinkt met één van de 4 habitattypes (zie 2.4.3). Enkel voor soorten waarvan er voldoende data op vaste locaties doorheen de tijd (2010-2014) beschikbaar zijn, is een trend in gemiddelde densiteit opgemaakt (Tabel 3.7). Voor het *Nephtys-Ophelia* habitat leidde dit tot de beschikbaarheid van 71 stalen per jaar (61 locaties, waarvan 5 met 3 replica's) en voor het *Abra* habitat tot 41 stalen per jaar (29 locaties, waarvan 6 met 3 replica's). Data uit het medium en grofzandig habitat (*Nephtys-Ophelia*) zijn voor deze beoordeling samengenomen. Dit sluit niet uit dat bepaalde soorten een bredere habitat bereik hebben, maar zeker niet in elk habitat hun optimaal voorkomen hebben.

Tabel 3.7. Alfabetisch overzicht van de belangrijke soorten, hun voorkeur habitatype, het staalname-  
tuig waarmee ze werden bemonsterd en het aantal waarnemingen op alle bemonsterde locaties in periode 2010-2014.

Belangrijke soorten	Voorkeur habitatype	Staalname- tuig	Aantal waarnemingen (2010-2014)
<i>Aphrodita aculeata</i>	<i>Abra</i>	Boomkor	Zeer zeldzaam; 5 (2 in Voorjaar, 3 najaar)
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	<i>Nephtys - Ophelia</i>	Van Veen	In 15,5% van de records; Zie Figuur 3.18
<i>Buccinum undatum</i>	<i>Abra–Nephtys–Ophelia</i>	Boomkor	Zeldzaam; (23 in voorjaar, 25 in najaar)
<i>Cancer pagurus</i>	<i>Nephtys–Ophelia</i>	Boomkor	Zeldzaam (6 in voorjaar, 7 in najaar)
<i>Corystes cassivelaunus</i>	<i>Nephtys–Ophelia</i>	Boomkor	Zeldzaam; (19 in voorjaar, 4 najaar)
<i>Dosinia exoleta</i>	<i>Nephtys–Ophelia</i>	Boomkor/ Van Veen	Zeer zeldzaam (2 waarnemingen)
<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Abra–Nephtys–Ophelia *</i>	Van Veen	In 38% (Nephtys – Ophelia) en 24% (Abra) van de records; Zie Figuur 3.18
<i>Glycymeris glycymeris</i>	<i>Nephtys–Ophelia</i>	Boomkor/ Van Veen	Zeer zeldzaam; 7 Van Veen, 8 (4 voorjaar, 4 najaar) boomkor waarnemingen op 2 stations
<i>Laevicardium crassum</i>	<i>Nephtys–Ophelia</i>	Boomkor/ Van Veen	Niet waargenomen, wel enkele records in andere tijdsperiode
<i>Lagis koreni</i>	<i>Abra</i>	Van Veen	In 26,8% van de records; Zie Figuur 3.18
<i>Lanice conchilega</i>	<i>Abra</i>	Van Veen	In 40% van de records; Zie Figuur 3.18
<i>Lutraria lutraria</i>	<i>Abra–Nephtys–Ophelia</i>	Van Veen	Zeer zeldzaam; 6 waarnemingen
<i>Mya spp.</i>	<i>Abra</i>	Van Veen	In 9,3% van de records; Zie Figuur 3.18
<i>Owenia fusiformis</i>	<i>Abra</i>	Van Veen	In 31,7% van de records; Zie Figuur 3.18
<i>Pestarella</i>	<i>Nephtys–Ophelia</i>	Van Veen	In 4,8% van de records; Zie Figuur 3.18
<i>Upogebia deltaura</i>	<i>Nephtys–Ophelia</i>	Van Veen	Zeer zeldzaam; 8 waarnemingen
<i>Venerupis corrugata</i>	<i>Abra</i>	Van Veen	In 11,2% van de records; Zie Figuur 3.18

\*Voorkomen bekeken in beide habitat types.

### 3.5.2.5. Resultaten en trend

Voor een aantal van de belangrijke soorten kan er enkel anekdotische informatie over hun voorkomen meegegeven worden door een beperkte beschikbaarheid van data in tijd en ruimte.

***Aphrodita aculeata*** is zeer zeldzaam en wordt slechts 5 maal waargenomen in de periode 2010-2014. Deze soort is meer waargenomen tijdens het begin van de waarnemingen (1980-1990).

***Glycymeris glycymeris*** is heel af en toe gevonden in een Van Veen staal (7 waarnemingen) of boomkorstaal (8 waarnemingen) waarvan 7 waarnemingen op één locatie (noordelijk van de hinderbanken).

***Dosinia exoleta*** is naar alle waarschijnlijkheid 2 maal (identificatie tot op soort onzeker) waargenomen in het BDNZ (1 Van Veen en 1 boomkor waarneming).

***Buccinum undatum*** is af en toe waargenomen in de boomkor slepen, met 23 en 25 waarnemingen in respectievelijk het voorjaar en najaar. Deze waarnemingen zijn hoofdzakelijk op offshore locaties (noordelijk van de hinderbanken).

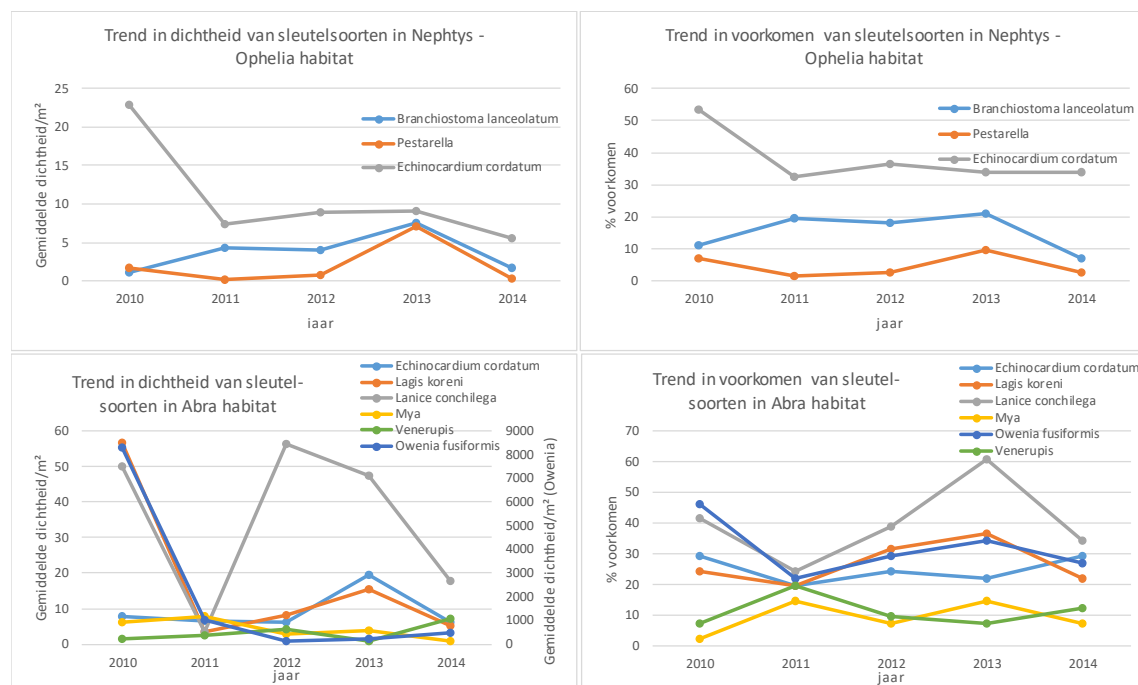
***Cancer pagurus*** wordt niet efficiënt gevangen met de boomkor waardoor geen optimaal beeld van het voorkomen van deze soort in onze wateren verkregen is. Deze soort vertoef het liefst in rotsachtige locaties en

grof zand met stenen (als schuilplaats), die we niet bemonsteren met de boomkor. Deze soort wordt wel regelmatig waargenomen aan scheepswrakken en rond funderingen van de windmolens.

*Lutraria lutraria* en *Upogebia deltaura* zijn dieplevende soorten, waardoor een optimale bemonstering met de gebruikte staalnametuigen (Van Veen grijper en boomkor) niet mogelijk is en het voorkomen moeilijk in te schatten is. Sowieso zijn deze soorten nog maar zelden waargenomen in het BDNZ over de laatste 20 jaar.

Voor 3 soorten, voorkomend in medium tot grof zand (*Nephtys-Ophelia* habitat) is een trend in voorkomen en gemiddelde dichtheid berekend (Figuur 3.18). Op de vaste locaties bemonsterd over de periode 2010-2014, is *Echinocardium cordatum* in 30-40% van de stalen waargenomen met een variërende dichtheid tussen 5 à 10 ind./m<sup>2</sup>. Enkel in 2010 kwam *E. cordatum* frequenter (53%) en in hoger dichtheid (23 ind./m<sup>2</sup>) voor. *Branchiostoma lanceolatum* is waargenomen in 10-20% van de stalen met een gemiddelde dichtheid lager dan 5 ind./m<sup>2</sup>. *Pestarella spp.* zijn slechts af en toe waargenomen (<10% van de stalen) en in lage dichtheden.

In het fijn zandig habitat (*Abra* habitat) is *Echinocardium cordatum* iets minder frequent (20-30%) waargenomen dan in het medium tot grofzandig habitat, maar in gelijkaardige dichtheden (5 à 10 ind./m<sup>2</sup>). In dit habitat, zijn vooral *Lanice conchilega*, *Owenia fusiformis* en *Lagis koreni* relatief frequent en in hoge tot zeer hoge dichtheden waargenomen. *Lanice conchilega* vertoont wel het meest fluctuerend patroon doorheen de tijd. *Owenia fusiformis* is in 2010 in zeer hoge dichtheden waargenomen (gemiddeld 8302 ind./m<sup>2</sup>), wat in 2011 afnam naar gemiddeld 1000 ind./m<sup>2</sup>. In de periode 2012-2014 is *O. fusiformis* relatief frequent (30%) geobserveerd, maar in lagere dichtheden (gemiddeld <500 ind./m<sup>2</sup>). *Lagis koreni* is doorheen de tijd in 20 tot 40% van de stalen waargenomen, met enkel in 2010 hoge dichtheden (57 ind./m<sup>2</sup>). De tweekleppigen *Mya spp.* en *Venerupis corrugata* zijn in 10-20% van de stalen teruggevonden in lage dichtheden (< 10 ind./m<sup>2</sup>).



Figuur 3.18. Gemiddelde dichtheid (links) en relatief voorkomen (rechts) van een aantal belangrijke soorten per habitattype en per jaar.

#### 3.5.2.6. Conclusies

Verschillende van deze belangrijke soorten worden slechts sporadisch waargenomen, wat gelinkt is aan hun zeldzaam voorkomen (*Aphrodita aculeata*, *Glycymeris glycymeris*, *Dosinia exoleta*, *Laevicardium crassum*, *Corystes cassivelaunus*, *Upogebia deltaura*), de bemonsteringstechniek die niet ideaal is voor dieper levende soorten (*Mya truncata*, *Lutraria angustor*, *Pestarella spp.*) of een lage vangstefficiëntie op zandbodem (*Cancer pagurus*). Voor de kokerbouwende wormen (*Lanice conchilega*, *Owenia fusiformis*, *Lagis koreni*) en soorten als *Echinocardium cordatum* en *Branchiostoma lanceolatum*, die wel regelmatig voorkomen, wordt de evolutie in voorkomen en gemiddelde dichtheid getoond, gebaseerd op data van de locaties die jaarlijks bemonsterd zijn in de periode 2010-2014. De periode is te kort om conclusie te maken naar veranderingen in hun voorkomen maar de data zullen dienen als basis voor de toekomstige trendanalyses.

#### 3.5.2.7. Kwaliteitsaspecten

De huidige staalname technieken zijn niet geschikt voor een aantal van de langlevende en habitatstructurende soorten, voornamelijk de diepgravende soorten, die hier worden beoogd. Het monitoringsprogramma omvat heel wat stalen in tijd en ruimte, waardoor er toch informatie is over hun al dan niet voorkomen. Momenteel ontbreekt er een studie over het voorkomen van deze soorten op lange termijn (buiten de KRMS-evaluatie periode) of over de invloed van menselijke druk op hun voorkomen.

#### 3.5.2.8. Data en analyse

Data zijn beschikbaar gemaakt via het EMODNET-biologie portaal.

### 3.5.3. Samenstelling, -dichtheid en structuur van de hard substraat fauna in de grindbedden

Ilse De Mesel, Francis Kerckhof en Danae Kapasakali

De toestand van de grindbedden wordt als sterk verstoord beoordeeld en voldoet niet aan de goede milieutoestand. Veel van de doelsoorten die zijn opgenomen in de verschillende milieudoelen ontbreken of zijn enkel als juvenielen of in verarmde toestand waargenomen.

#### 3.5.3.1. Inleiding

De beoordeling van de toestand van de grindbedden gebeurt aan de hand van kenmerken in grootte of leeftijd van een aantal soorten of hun riffen die typisch verwacht worden in grindbedden. Deze soorten kunnen enkel overleven en uitgroeien tot adulten of volwaardige kolonies als de antropogene bodemberoerende druk niet te hoog is. Door visserij worden stenen omgewoeld waardoor de broze driedimensionele structuren van de typische vastgehechte hard substraat soorten zich niet kunnen ontwikkelen. Soms worden de stenen zelfs weggevisst, waardoor het habitat degradeert en verdwijnt. Verder kan ook verzanding van de grindbedden, door bijvoorbeeld sedimentpluimen die ontstaan bij aggregaatextractie, een gevaar vormen voor soorten die zich op die manier niet meer kunnen vasthechten omdat de stenen bedekt zijn met sediment.

De analyse is erop gericht te evalueren of zich een ecologisch waardevol ecosysteem kan ontwikkelen in de grindbedden. Een opsomming van de specifieke doelen is gegeven in de resultaten.

#### 3.5.3.2. Achtergrond

Grindbedden zijn waardevolle habitats in de voornamelijk zandige sedimenten van de zuidelijke Noordzee. Uit historische data afkomstig uit de zone van de Hinderbanken is gebleken dat er tot begin 20<sup>e</sup> eeuw een rijke fauna in de grindbedden van het BDNZ aanwezig was, gekenmerkt door opgerichte soorten die typisch zijn voor harde substraten, zoals sponzen, mosdiertjes en hydrozoa, maar ook platte oesters hebben er ooit banken gevormd. Door de toenemende omvang van de bodemberoerende visserij zijn de grindbedden echter onder grote druk komen te staan. Ook nu nog wordt frequent gevist in de grindbedden, voornamelijk door een buitenlandse vloot (Peccue et al., 2014). Stenen worden omgewenteld of weggenomen, waardoor de vaak broze typische hard substraat fauna wordt vernield en het habitat in omvang afneemt.

De bedreiging van de grindbedden in het BDNZ wordt erkend. Een groot deel van de grindbedden valt binnen het Natura2000 gebied 'Vlaamse Banken' en in het Marien Ruimtelijk Plan zijn twee zones afgebakend waar klassieke bodemberoerende visserij wordt geweerd om het gebied zo de kans te bieden om zich te herstellen<sup>12</sup>. De indicatorsoorten waarop de milieudoelen gebaseerd zijn, zijn soorten die typisch verwacht worden in een grindhabitat, maar die tegelijk gevoelig zijn voor verstoring. *Buccinum undatum* (wulk) is een slak die eipakketten afzet op de harde ondergrond. Door visserij worden de dieren fysiek verwijderd en de eipakketten vernield en

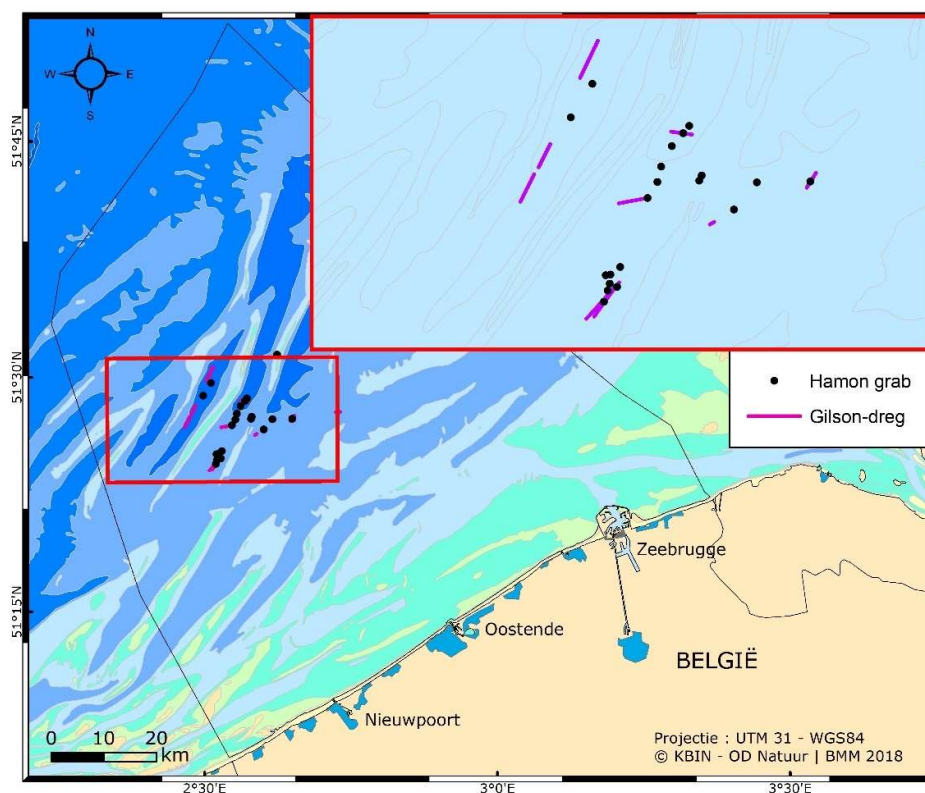
<sup>12</sup> GEDELEGEERDE VERORDENING (EU) .../... VAN DE COMMISSIE van 2.3.2018 tot wijziging van Gedelegeerde Verordening (EU) 2017/118 tot vaststelling van visserijgerelateerde instandhoudingsmaatregelen ter bescherming van het mariene milieu in de Noordzee

losgewrikt. *Mytilus edulis* (mossel) vestigt zich als broed op de stenen. Ze worden geplet bij omwoeling van de bodem. *Alcyonium digitatum* (dodemansduim), *Flustra foliacea* (breedbladig mosdiertje), *Haliclona oculata* (geweispans) en *Alcyonidium* sp. zijn fragiele opgerichte organismen die bij omwoeling vernield worden en niet de kans krijgen om uit te groeien tot hun maximale koloniegrootte. *Ostrea edulis* (oester), *Sabellaria spinulosa* en *Pomatoceros triqueter* bouwen in onverstoorde omstandigheden over de jaren heen driedimensionele riffen waarop zich een rijke geassocieerde fauna kan ontwikkelen.

De indicatoren zijn gericht op het monitoren van het herstel van deze typische hard substraat fauna.

### 3.5.3.3. Geografisch gebied

De aanwezigheid van grindbedden in de geulen ter hoogte van de Hinderbanken is reeds meer dan 100 jaar bekend. Vissers gingen er eind 19<sup>e</sup> eeuw vissen op oesters, en Prof. Gilson heeft er begin vorige eeuw de fauna geïnventariseerd. Deze inventarisatie biedt ons inzicht in de fauna die we in het gebied kunnen verwachten als de bodemverstoring laag is en biedt een kwalitatieve baselinestudie waartegen de resultaten van de monitoring kunnen worden afgewogen. Met de huidige sonartechnieken wordt de meso- en microschaal verdeling van de substraten in het gebied gedetailleerd in kaart gebracht (Montereale-Gavazzi & Van Lancker, 2017), en de biologische staalnames worden hierop afgestemd.



Figuur 3.19. Overzicht van het onderzoeksgebied, met aanduiding staalnamepunten.



#### 3.5.3.4. Methodologie

Stalen worden verzameld in de grindbedden met de zogenaamde 'Gilson dreg'. Dit is een dreg die is nagemaakt naar het type dat begin 20<sup>e</sup> eeuw is gebruikt door Prof. Gustave Gilson voor de bestandopnames in de grindbedden. Het bestaat uit een ploeg waarachter kettingen zijn bevestigd met daarbinnen een net gespannen. Met deze dreg worden stenen verzameld en epifauna bemonsterd over een behoorlijke oppervlakte. De dreg is 1 m breed en wordt over een afstand van 500 m over de bodem gesleept. Epifauna en stenen worden in de netten verzameld en aan boord geanalyseerd. Voor vastgehechte soorten (*M. edulis*, *H. oculata*, *A. digitatum*, *F. foliacea*, *Alcyonidium* sp., *O. edulis* en *P. triqueter*) wordt het aantal stenen genoteerd waarop de soort is teruggevonden, samen met de grootteklasse van het organisme of het gevormde rif. Voor *B. undatum* wordt het aantal individuen genoteerd binnen iedere grootteklasse en voor *A. rubens* het aantal beschadigde en onbeschadigde organismen. Voor *Sabellaria spinulosa* ten slotte wordt het aantal stalen waarin rifstructuren zijn teruggevonden geregistreerd. Voor deze laatste soort zijn ook de stalen verzameld met de Hamon grijper in overweging genomen. De Hamon grijper is een robuust staalnametuig dat uitermate geschikt is voor de bemonstering van de infauna van sedimenten met veel grind. De Hamon grijper stalen worden aan boord gezeefd over een maaswijdte van 1 mm en bewaard op formaldehyde (4%) voor verdere analyse in het labo. De aanwezige soorten zijn in het labo op een zo laag mogelijk niveau gedetermineerd en in de collectie bewaard op ethanol.

Het monitoringsplan is van start gegaan in 2015. Er zijn dertien Gilson dreg stalen verzameld van 500 m totale lengte in de zone van de Hinderbanken, waarvan er drie pure zandige sediment bevatten en niet in deze analyse zijn meegenomen. Met de Hamon grijper zijn 19 stalen verzameld. De stalen zijn verspreid over het gebied van de Hinderbanken. Dit gebied werd geselecteerd voor de monitoring omdat geweten is uit historische (Prof. Gilson) en recente (Houziaux et al., 2008) data dat daar grind aanwezig is.

Trends in mediane kolonie/lichaamsgrootte of in het aantal of frequentie van voorkomen van volwassen of volgroeide individuen van de doelsoorten kunnen nog niet worden berekend, omdat de monitoring nog maar recent van start is gegaan. Het voorkomen en relatief voorkomen van relevante grootteklassen wordt gerapporteerd per indicator om op deze manier de resultaten van de monitoring duidelijk te presenteren.

#### 3.5.3.5. Resultaten en trend

**Positieve trend in de mediane kolonie/lichaamsgrootte van de sessiele, lang-levende en/of grotere benthische soorten *Buccinum undatum*, *Mytilus edulis*, *Flustra foliacea*, *Haliclona oculata* en *Alcyonium digitatum***

De analyse van deze indicator gebeurt op basis van de Gilson dreg data. Om de eerste resultaten van de monitoring zo transparant en informatief mogelijk voor te stellen, is geopteerd om het aantal waarnemingen per grootteklasse te rapporteren (Tabel 3.8 en Tabel 3.9). Dit geeft op dit moment een beter inzicht in de toestand van de organismen dan een vermelding van de mediane lichaamsgrootte.

Tabel 3.8. Overzicht van de vastgehechte doelsoorten per grootteklasse.

	Grootteklasse	Voorkomen (aantal stenen)	Relatief voorkomen (t.o.v aantal stenen)	Relatief voorkomen (t.o.v aantal stalen)
<i>Mytilus edulis</i>	Klein (<1 cm)	71	5.00%	80%
	Medium (1-5 cm)	8	0.56%	50%
	Groot (>5 cm)	-	-	
<i>Alcyonium digitatum</i>	Klein (<1 cm)	16	1.13%	30%
	Medium (1-5 cm)	-	-	
	Groot (>5 cm)	-	-	
<i>Flustra foliacea</i>	Klein (<5 cm)	1	0.07%	10%
	Groot (>5 cm)	-	-	
<i>Haliclona oculata</i>		-	-	

Tabel 3.9. Overzicht van het voorkomen van *B. undatum* per grootteklasse.

	Grootte klasse	Voorkomen (aantal individuen)	Relatief voorkomen (t.o.v aantal stalen)
<i>Buccinum undatum</i>	Klein (<5 cm)	2	10%
	Groot (> 5 cm)	7	40%

In het monitoringsgebied zijn slechts vier van de vijf doelsoorten geobserveerd. *Alcyonium digitatum* is waargenomen als erg kleine, en dus zeer recente, kolonies in slechts drie van de tien stalen. Ook de kolonie van *Flustra foliacea* die geobserveerd werd in één staal was klein, en dus recent gesetteld of verstoord. De meeste individuen van *M. edulis* waren éénjarige mosselen, uitgegroeid uit de broedval van dit jaar, slechts op acht stenen zijn meerjarige mosselen gevonden, verspreid over vijf stalen. Enkel van *B. undatum* zijn volggroeide exemplaren waargenomen, in totaal 7 specimen verdeeld over 4 stalen.

Alhoewel een trend in mediane kolonie- of lichaamsgrootte hier nog niet kan worden berekend, tonen de resultaten aan dat de gemeenschap verarmd is, en de geobserveerde doelsoorten alleen als jonge individuen en kolonies voorkomen.

**Positieve trend in frequentie van voorkomen en mediane dichtheid van de volwassenen van minimaal de helft van de belangrijkste en langlevende soorten *Ostrea edulis*, *Sabellaria spinulosa*, *Mytilus edulis*, *Buccinum undatum*, *Haliclona oculata*, *Alcyonium digitatum* en *Alcyonidium spp*”**

Deze indicator wordt geanalyseerd op basis van de Gilson dredge data en voor *Sabellaria spinulosa* riffen ook op basis van Hamon grijper stalen. De resultaten van de eerste monitoring bestaan uit het aantal waarnemingen van de doelsoorten of hun riffen (in het geval van *Sabellaria spinulosa*) en zijn weergegeven in Tabel 3.10 en Tabel 3.11.

In het onderzochte gebied ontbreken drie van de zeven doelsoorten volledig (*O. edulis*, *H. oculata*, *Alcyonidium* sp.) en *A. digitatum* is enkel als onvolggroeide exemplaren gevonden (niet in Tabel 3.10 en Tabel 3.11 opgenomen;

zie Tabel 3.8). Van de wulk *B. undatum* en de mossel *Mytilus edulis* zijn respectievelijk zeven en acht volwassen exemplaren geobserveerd. Let wel dat de individuen van *M. edulis* niet de maximale grootte hadden bereikt, maar het betreft wel meerjarige individuen. In de Gilson dreg zijn kleine rifstructuren geobserveerd die zijn gevormd door *Sabellaria spinulosa* en vastgehecht aan stenen. Volwaardige riffen met de typische rijke geassocieerde fauna werden enkel geobserveerd in één enkel staal dat verzameld werd met de Hamon grijper (op een totaal van 19 stalen). Deze waarneming is gerapporteerd Tabel 3.11.

Tabel 3.10. Overzicht van de volgroeiende (*A. digitatum*, *H. oculata*, *Alcyonidium* sp.) en volwassen (*M. edulis*, *O. edulis*, *B. undatum*) vastgehechte doelsoorten.

	Grootte klasse	Voorkomen (aantal stenen)	Relatief voorkomen (tov aantal stenen)	Relatief voorkomen (tov aantal stalen)
<i>Mytilus edulis</i>	> 5 cm	8	0.56%	50%
<i>Alcyonium digitatum</i>	> 5 cm	-	-	
<i>Alcyonidium</i> sp.	> 5 cm	-	-	
<i>Haliclona oculata</i>	> 5 cm	-	-	
<i>Ostrea edulis</i>	> 5 cm	-	-	-

Tabel 3.11. Overzicht van de aanwezigheid van *S. spinulosa* riffen.

	Grootte klasse	Voorkomen (aantal)	Relatief voorkomen (tov aantal stalen)
<i>Sabellaria spinulosa</i>	Reef	1	5.3%
<i>Buccinum undatum</i>	Large (> 5 cm)	7	40%

**Geen afname of positieve trend van de soortenrijkdom binnen alle belangrijkste taxa harde substraten, meer bepaald Porifera, Cnidaria, Bryozoa, Polychaeta, Malacostraca, Maxillopoda, Gastropoda, Bivalvia, Echinodermata en Ascidiacea.**

Voor de analyse van de soortenrijkdom in de verschillende taxa, is gebruik gemaakt van de data die zijn verzameld met de Hamon grijper (infauna) en de Gilson dreg (epifauna). Enkel soorten die efficiënt kunnen worden bemonsterd met de respectievelijke staalnametuigen zijn in de analyse opgenomen. In totaal zijn 178 soorten bemonsterd (Tabel 3.12). De dominante taxa zijn Polychaeta (67 soorten) en Malacostraca (51 soorten) en de subdominante taxa Bivalvia (17 soorten) en Cnidaria (16 soorten). Binnen de Bryozoa (8 soorten), Gastropoda (5 soorten), Ascidiacea (2 soorten) en Porifera (2 soorten) is de soortenrijkdom het laagst.

Tabel 3.12. Aantal soorten.

Taxa	Aantal
Polychaeta	67
Malacostraca	51
Bryozoa	8
Ascidacea	2
Cnidaria	16
Echinodermata	10
Bivalvia	17
Gastropoda	5
Porifera	2

**Afname van de relatieve frequentie van voorkomen van verstoorde *Asterias rubens* (armlengte + 2cm), evenals van clusters van kokers *Pomatoceros triqueter* - wat wijst op een fysieke verstoring van de bodem (= druk-indicator) - en die de natuurlijke ontwikkeling van het grindbed ecosysteem (= gewenste situatie) bevordert.**

Er zijn in totaal 595 *Asterias rubens* (>2 cm) bemonsterd waarvan er 39 waren beschadigd. Dit komt neer op een relatieve frequentie van 7.09% verstoorde *A. rubens*.

*Pomatoceros triqueter* clusters waren aanwezig in 60% van de stalen. Het is praktisch onmogelijk gebleken om te kijken naar het relatieve aantal verstoorde clusters, maar er kan wel een uitspraak worden gedaan over de aanwezigheid van intacte clusters. Er werden op 166 stenen van de in totaal 1417 bemonsterde stenen (i.e. op 11.70% van de stenen) kleine, middelgrote en grote clusters van *P. triqueter* geobserveerd. De verdeling van deze stenen over het gebied was echter wel erg patchy; 61% van deze clusters werden namelijk gevonden in één staal.

### 3.5.3.6. Conclusies

De doelstellingen zijn geformuleerd als trends voor een aantal karakteristieken van de doelsoorten. Trends kunnen voor deze rapportage nog niet worden berekend, omdat het monitoringsprogramma pas recent – in 2015 – van start is gegaan en bijgevolg nog maar één staalname is uitgevoerd. Daarom is geopteerd om de eerste observaties in een zo transparant mogelijke manier te rapporteren, zodat conclusies kunnen worden getrokken omtrent de toestand van de grindbedden.

**Positieve trend in de mediane kolonie/lichaamsgrootte van de sessiele, langlevende en/of grotere benthische soorten *Buccinum undatum*, *Mytilus edulis*, *Flustra foliacea*, *Haliclona oculata* and *Alcyonium digitatum***

Voor de sessiele, langlevende en/of grotere benthische soorten *Buccinum undatum*, *Mytilus edulis*, *Flustra foliacea*, *Haliclona oculata* en *Alcyonium digitatum* zijn de grootteklassen bepaald waartoe de gevonden organismen behoren. Dit zijn soorten die typisch geassocieerd voorkomen met harde substraten, en enkel uitgroeien tot gezonde populaties en/of grote individuen of kolonies bij matige of geen verstoring. De grootteklassen scheppen bijgevolg een beeld van de toestand van de soort in het gebied.

Er zijn slechts vier van de vijf doelsoorten teruggevonden in onze stalen, waarvan één soort, het mosdiertje *Flustra foliacea*, slechts éénmalig als kleine kolonie (< 5 cm). *Flustra foliacea* is een soort die in het verleden werd gevonden, zoals blijkt uit historische waarnemingen van Prof. Gilson meer dan honderd jaar geleden en

observaties begin van deze eeuw (Houziaux et al., 2008), zij het met afnemende frequentie. In 1905 is de soort in 77% van de stalen gevonden, honderd jaar later was dit nog in 13% van de stalen, iets meer dan de huidige waarneming (in 10% van de stalen). Eén doelsoort, de spons *Haliclona oculata*, ontbreekt volledig. Deze soort is begin 20<sup>e</sup> eeuw in een aantal stalen teruggevonden, maar recent (2005 en in de huidige monitoring) wordt ze niet meer aangetroffen. Ook andere sponzen, met een gelijkaardige levensvorm, zijn niet waargenomen. De soort lijkt teruggedrongen – of uitgeroeid – gedurende de 20<sup>e</sup> eeuw. *Mytilus edulis* kan tot meer dan 20 jaar oud worden en uitgroeien tot organismen van ongeveer 10 cm (de Bruyne et al., 2013). Deze grootte van mosselen is in het verleden aangetroffen op één locatie bekend voor de aanwezigheid van een relictfauna (Houziaux et al., 2008; pers. obs., 2014) maar zijn niet geobserveerd tijdens deze monitoring. De meeste individuen zijn recent gevallen zaad en een aantal halfwasmosselen, vermoedelijk jonger dan 2 jaar. Mosselen groter dan 5 cm zijn niet waargenomen. *Buccinum undatum* is een langlevende soort, die tot 30 jaar oud en 12 cm groot kan worden. De volwassen dieren zijn niet noodzakelijk gebonden aan grindbedden, maar hun eikapsels worden wel op harde substraten afgezet. De soort heeft een algemene achteruitgang gekend in de Zuidelijke Noordzee eind vorige eeuw, en de trefkans is eerder laag (de Bruyne et al., 2013). In dat opzicht doet *B. undatum* het niet slecht in het studiegebied, met een vangst van 9 individuen in 8 stalen. *Alcyonium digitatum*, tot slot, is een zacht koraal met een onregelmatige vorm dat tot 15 cm hoog kan groeien. De individuen die we hebben waargenomen waren echter klein en korstvormig en dus pas recent gevestigd.

Samengevat kan worden gesteld dat het ontbreken van één van de indicatorsoorten, en de toestand en grootte van de andere vier indicatorsoorten duidelijk wijzen op regelmatige verstoring van het gebied, waardoor de individuen niet de kans krijgen om uit te groeien tot volwassen of maximale grootte.

**Positieve trend in frequentie van voorkomen en mediane dichtheid van de volwassenen van minimaal de helft van de belangrijkste en langlevende soorten *Ostrea edulis*, *Sabellaria spinulosa*, *Mytilus edulis*, *Buccinum undatum*, *Haliclona oculata*, *Alcyonium digitatum* en *Alcyonidium* spp"**

Er zijn slechts drie van de zeven doelsoorten als volwassen/volgroeid organisme teruggevonden in onze stalen, telkens in lage aantallen: *Buccinum undatum* (7 individuen), *Mytilus edulis* (8 individuen) en één rif gevormd door *Sabellaria spinulosa*. Bij *Buccinum undatum* kan dit worden verklaard door een algemene terugval van de soort in de Zuidelijke Noordzee (zie eerder). Voor *M. edulis* kan echter onder weinig of onverstoorde omstandigheden meer volgroeide individuen verwacht worden. Ook *S. spinulosa* raffen zouden zich moeten kunnen vestigen indien de bodem niet of weinig verstoord wordt.

Deze indicator scoort slecht, aangezien 4 van de 7 soorten volledig ontbreken als volwassen of volgroeid individu.

**Geen afname of positieve trend van de soortenrijkdom binnen alle belangrijkste taxa harde substraten, meer bepaald Porifera, Cnidaria, Bryozoa, Polychaeta, Malacostraca, Maxillopoda, Gastropoda, Bivalvia, Echinodermata en Ascidiacea.**

De trend in soortenrijkdom kan nog niet worden bepaald. Het aantal soorten per taxon biedt een beginpunt voor het berekenen van trends in toekomstige rapportages.

**Afname van de relatieve frequentie van voorkomen van verstoorde *Asterias rubens* (armlengte + 2 cm), evenals van clusters van kokers *Pomatoceros triqueter* - wat wijst op een fysieke verstoring van de bodem (= druk-indicator) - en die de natuurlijke ontwikkeling van het grindbed ecosysteem (= gewenste situatie) bevordert.**

Het percentage beschadigde *Asterias rubens* was eerder laag. Echter, uit recente waarnemingen in de windmolenparken is gebleken dat deze indicator geen betrouwbare resultaten oplevert. In de windmolenparken is elke vorm van bodemberoering uitgesloten, maar worden toch verstoorde *A. rubens* waargenomen. Deze resultaten worden bijgevolg niet in rekening gebracht bij de beoordeling van de toestand van de grindbedden. Intacte clusters van *P. triqueter* zijn gevonden op 11.07% van de stenen, maar de verdeling ervan was eerder patchy en beperkt in de ruimte.

#### 3.5.3.7. Kwaliteitsaspecten

Door de recente opstart van het monitoringsprogramma kunnen nog geen trends worden berekend. De huidige monitoring laat echter wel toe op systematische manier een databank op te bouwen, waardoor in de toekomst wel een evolutie in de milieudoelen kan worden bepaald.

De stalen die worden verzameld met de Gilson dreg geven een representatief beeld van het substraat dat aanwezig is op de zeebodem en de epibenthische organismen die op en tussen de stenen leven. Door de grote hoeveelheid en het type materiaal dat aan boord komt, is het echter niet steeds mogelijk de precieze lichaams- of koloniegrootte te bepalen. Daarom zal ook in de toekomst gewerkt worden met grootteklassen en op basis daarvan naar trends worden gekeken.

#### 3.5.3.8. Data en analyse

Een overzicht van de staalnames wordt gegeven in de Figuur 3.19. Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 3.5.3.9. Referenties

- Houziaux, J.-S., F. Kerckhof, K. Degrendele, M. Roche, A. Norro, 2008. The Hinder Banks: yet an important area for the Belgian marine biodiversity? Belgian Science Policy D/2008/1191/7.
- de Bruyne, R.H., Leeuwen, S.J. van, Gmelig Meyling, A.W., Daan, R. (red.), 2013. Schelpdieren van het Nederlandse Noordzeegebied. Ecologische atlas van de mariene weekdieren (Mollusca). Tirion Uitgevers, Utrecht en Stichting Anemoon, Lisse. 414 pag. [[ISBN 978-90-5210-8216](https://www.isbn.nl/author/ISBN-978-90-5210-821-6)].
- Monteale-Gavazzi, G. & Van Lancker, V. (2017). Karakterisering van het fysische habitat. In: De Mesel et al.. Analyse van de huidige status van de bodemfauna in de bodembeschermingszones in de Vlaamse Banken. Opdracht Federale Overheidsdienst.
- Pecceu, E., B. Vanelslander, S. Vandendriessche, G. Van Hoey, K. Hostens, E. Torreele, H. Polet, 2014. Beschrijving van de visserijactiviteiten in het Belgisch deel van de Noordzee in functie van de aanvraag bij de Europese Commissie voor visserijmaatregelen in de Vlaamse Banken (Habitatrichtlijngebied). 92p

## 4. Colofon

Deze “Herziening van de initiële beoordeling voor de Belgische mariene wateren” is een samenwerking tussen verschillende Belgische overheidsdiensten en onderzoeksinstituten.

Met dank aan allen die hebben bijgedragen aan dit document:

Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Operationele Directie Natuurlijk Milieu (KBIN-OD Natuur)

Instituut voor Landbouw en Visserij (ILVO)

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO)

Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen (FAVV)

Ook dank aan alle bevoegde instanties voor het ter beschikking stellen van de onderzoeksschepen RV Belgica en RV Simon Stevin en voor de verzameling en aanlevering van gegevens en Mia Devolder voor de opmaak van kaarten.

Editors: Karien De Cauwer en Saskia Van Gaever

Dit document is te citeren als:

Belgische Staat, 2018. Actualisatie van de initiële beoordeling voor de Belgische mariene wateren. Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art 8 lid 1a & 1b. BMM, Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Brussel, België, 243 pp.

Contact:

Indien u vragen hebt of een digitale versie van het rapport wenst te ontvangen, gelieve een email te sturen naar [saskia.vangaeve@milieu.belgie.be](mailto:saskia.vangaeve@milieu.belgie.be) of [kdecauwer@naturalsciences.be](mailto:kdecauwer@naturalsciences.be).

Oktober 2018